

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**BIODIGESTADO DE DEJETO DE SUÍNO E SUA
INFLUÊNCIA NO CARBONO E NITROGÊNIO EM
LATOSSOLO CULTIVADO COM PASTAGEM**

THALES DE CASTRO SILVA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF
Março/2019



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

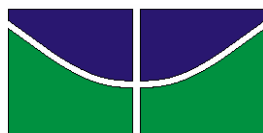
**BIODIGESTADO DE DEJETO DE SUÍNO E SUA
INFLUÊNCIA NO CARBONO E NITROGÊNIO EM
LATOSSOLO CULTIVADO COM PASTAGEM**

THALES DE CASTRO SILVA

ORIENTADORA: Dra. ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF
Março/2019



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**BIODIGESTADO DE DEJETO DE SUÍNO E SUA
INFLUÊNCIA NO CARBONO E NITROGÊNIO EM
LATOSSOLO CULTIVADO COM PASTAGEM**

THALES DE CASTRO SILVA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM AGRONOMIA.

APROVADA POR:

ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA (Orientadora)

Professora Doutora (FAV/UnB), email: alessandramp@unb.br

CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO (Examinador interno)

Professor Doutor (FAV - UnB), email: cicerocef@unb.br

CARLOS EDUARDO PACHECO LIMA (Examinador externo)

Doutor (Embrapa Hortaliças), email: carlos.pacheco-lima@embrapa.br

BRASÍLIA/DF, 18 de março de 2019.

FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, Thales de Castro

“BIODIGESTADO DE DEJETO DE SUÍNO E SUA INFLUÊNCIA NO CARBONO E NITROGÊNIO EM LATOSSOLO CULTIVADO COM PASTAGEM”. Orientação: Alessandra Monteiro de Paula, Brasília 2019. 69 páginas

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília/Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2019.

1. Palavras chave

I. Carbono particulado II. Nitrogênio particulado III. Reúso agrícola de efluentes IV. Biomassa microbiana V. *Urucloua brizantha*

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, T.C. **Biodigestado de dejetos de suíno e sua influência no carbono e nitrogênio em Latossolo cultivado com pastagem**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2019, 69 páginas. Dissertação de mestrado.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Thales De Castro Silva

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: **Biodigestado de dejetos de suíno e sua influência no carbono e nitrogênio em Latossolo cultivado com pastagem**.

Grau: MESTRE Ano: 2019

É concedida à Universidade de Brasília de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

THALES DE CASTRO SILVA

CPF: 061.729.576-00

(61) 98186-3055/ email: thalesc_silva@hotmail.com

Dedico este trabalho à vovó Celinha e ao vovô Agostinho; por, num pedacinho de chão encantado, me ensinarem a ter amor pela terra.

AGRADECIMENTOS

Todos citados aqui contribuíram de alguma forma durante a condução deste mestrado. Deixo aqui meus sinceros agradecimentos por tudo que fizeram, espero poder retribuir à cada um de vocês; meu muito obrigado.

À Universidade de Brasília, onde pude estudar por sete anos, e a todos os personagens desta instituição que se dedicam para o seu funcionamento; em especial à Estela e ao Guilherme, que estiveram dispostos a ajudar sempre com boa vontade.

Aos professores com que tive o prazer de aprender, em especial à professora Alessandra, por sua orientação e ensinamentos, que com certeza foram muito além da sala de aula. Ver uma pessoa entusiasmada com o que faz nos motiva a ser melhor em qualquer coisa que façamos, e este é exemplo que a senhora deixou para mim.

À Fazenda Miunça e todos os funcionários que permitiram o andamento deste trabalho; alguns tenho por nome, como o Valdecir, a Michele, o Marciano e o Valmir; outros só na lembrança, os quais também devem se lembrar de mim pelas vezes que precisei incomodá-los. É claro também que ao Sr. Rubens, por abrir as portas da sua propriedade e nos receber de forma tão gentil.

A todos aqueles que concederam ao menos um pouco do seu tempo para me auxiliar neste projeto, em especial ao Wellington, que esteve presente durante a maior parte das atividades e é parte concreta deste trabalho. Também ao Danilo, que pude compartilhar das decisões e responsabilidades deste projeto, sua parceria ajudou a construir um resultado melhor.

Aos meus pais que, pelo exemplo e pelas palavras, me ensinaram o valor do estudo. Em especial à minha mãe, que me deu a oportunidade de chegar até aqui, mas antes de tudo, me deu o poder de escolha. Se estou aqui hoje devo à você, assim como deveria onde quer que eu estivesse.

Também devo agradecimentos à uma pessoa que eu poderia citar entre aquelas que me auxiliaram nas atividades de campo, ou nas atividades do laboratório, ou mesmo entre aquelas que me disseram palavras de conforto nos momentos difíceis; afinal, você foi um pouco de tudo Michelle; mas te agradeço principalmente por me mostrar que estará comigo em qualquer momento. Você me ajudou antes e durante esta fase, e não tenho dúvidas que poderei contar com sua ajuda daqui para frente.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. HIPÓTESES	14
3. OBJETIVOS	15
3.1. Objetivo geral	15
3.2. Objetivos específicos.....	15
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
4.1. Utilização de resíduos na agricultura	16
4.2. Resíduos de suinocultura: características e tratamentos.....	18
4.3. Efeitos do uso de efluente do biodigestor na dinâmica do nitrogênio e atividade microbiana	23
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
5.1. Localização e caracterização da área experimental	28
5.2. Instalação do experimento	29
5.3. Amostragem do solo.....	32
5.4. Determinação de C e N	32
5.5. Determinação da volatilização de amônia.....	33
5.6. Indicadores microbiológicos do solo.....	36
5.7. Análises estatísticas	36
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
6.1. Caracterização do efluente e aporte de nutrientes	38
6.2. Dinâmica do carbono no solo em função das doses de efluente aplicadas	41
6.3. Dinâmica do nitrogênio no solo em função das doses de efluente aplicadas...	47
6.4. Volatilização de amônia em função das doses de efluentes aplicadas	53
7. CONCLUSÕES	56
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Unidade de tratamento de dejetos de suínos da Fazenda Miunça. a) Tanque primário de recebimento e homogeneização do dejetos bruto. b) Tanque de decantação. c) Câmaras de biodigestão. d) Lagoa de maturação. e) Lagoa de armazenamento do efluente tratado.	21
Figura 2 - Etapas do tratamento de dejetos de suínos em biodigestor na Fazenda Miunça: (a) Tanque primário de recebimento e homogeneização do dejetos bruto. (b) Tanque de decantação. (c) Câmaras de biodigestão. (d): Lagoa de maturação.....	22
Figura 3 - Localização da Fazenda Miunça.....	28
Figura 4 - Canhão hidráulico com carretel enrolador em operação na fazenda Miunça.	31
Figura 5 - Precipitação acumulada mensal para o ano de 2017 em Brasília (DF)..	32
Figura 6 – Câmara estática semi-aberta. A) Instalação. B) Detalhe da câmara instalada no campo.	34
Figura 7 - Irrigação manual realizada previamente à instalação das câmaras.....	35
Figura 8 - COam 0-20 (a) e 20-40 (b), 0-20 (c) e 20-40 (d), CBM 0-20 (e) e 20-40 (f) cm de solo cultivado com <i>U. brizantha</i> e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.....	42
Figura 9 - COp na profundidade 20-40 cm de solo cultivado com <i>U. brizantha</i> e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.	42
Figura 10 - Npart 0-20 (a) e 20-40 (b) e Nam 0-20 (c) e 20-40 (d) cm de profundidade de solo cultivado com <i>U. brizantha</i> e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.....	48
Figura 11 - NT (a), NBM (b), NO_3^- (c), NH_4^+ (d) e NBM/NT (e) na profundidade 20-40 cm de solo cultivado com <i>U. brizantha</i> e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.....	49
Figura 12 -Volatilização de N-NH_3 parcial (a) e acumulada (b) em função das doses de efluente aplicadas	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características iniciais do solo nas parcelas experimentais estudadas	29
Tabela 2 - Resultados do ensaio de precipitação	30
Tabela 3 - Características do efluente de dejetos de suínos tratado por biodigestão anaeróbia e o grau de restrição de uso para irrigação agrícola de acordo com a FAO ¹ (n = 3).....	38
Tabela 4 - Aporte de nutrientes para as doses aplicadas de efluente da biodigestão de dejetos de suínos em solo cultivado com <i>U. brizantha</i>	40
Tabela 5 - Frações do carbono do solo nas camada de 0-20 cm de profundidade, em área de pastagem de <i>U. brizantha</i> irrigada com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.....	43
Tabela 6 - Frações do carbono do solo nas camada de 20-40 cm de profundidade, em área de pastagem de <i>U. brizantha</i> irrigada com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.....	43
Tabela 7 – Frações do nitrogênio do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, em área de pastagem de <i>U. brizantha</i> irrigado com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos. Valores médios e desvio padrão	50
Tabela 8 - Frações do nitrogênio do solo na camada de 20-40 cm de profundidade, em área de pastagem de <i>U. brizantha</i> irrigado com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos. Valores médios e desvio padrão	51
Tabela 9 - Volatilização de amônia parcial, acumulada e relativa. Valores médios e desvio padrão	53

RESUMO

A suinocultura apresenta-se como uma atividade com alto potencial poluidor. Estudos que viabilizem o uso de resíduos, desta, e de outras atividades humanas, devem ser conduzidos a fim de reduzir o impacto ambiental e a dependência por recursos renováveis na agricultura. Este estudo é pioneiro na região central do país, e visou avaliar a aplicação de efluente gerado na biodigestão de dejetos de suínos nos atributos do solo e na volatilização de amônia (NH_3). O estudo foi realizado na Fazenda Miunça, região sudeste do Distrito Federal, em um Latossolo Vermelho cultivado com pastagem de braquiária (*Urochloa brizantha*). Os tratamentos consistiram da aplicação de três doses de efluente (180, 360 e 540 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), além do tratamento controle, sem aplicação. Para cada tratamento foi delimitada uma área de aproximadamente 0,8 ha, divididos em 4 parcelas (repetições). O solo foi amostrado antes e cinquenta dias após a aplicação de efluente, na profundidade de 0 – 20 e 20 – 40 cm para a determinação do carbono orgânico total (COT), carbono da biomassa microbiana (CBM), carbono e nitrogênio particulado (COp e Npart) e associado aos minerais (COam e Nam), nitrogênio total (NT), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), NO_3^- , NH_4^+ e nitrogênio disponível. As frações particuladas do C e N aumentaram a partir da dose de 180 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, assim como a concentração de NO_3^- e NH_4^+ . A aplicação de doses acima de 180 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ promoveram redução no NBM e aumento do CBM. A volatilização de NH_3 se deu predominantemente até o terceiro dia após as aplicações, diferindo apenas do tratamento controle. A aplicação de biodigestado de suínos promove modificações nas frações de C e N do solo. As maiores limitações do seu uso se devem às altas demandas químicas e bioquímicas por oxigênio e ao risco de sodificação.

Palavras-chave: Carbono particulado, Nitrogênio particulado, reúso agrícola de efluentes, biomassa microbiana, *Urochloa brizantha*

ABSTRACT

Swine production presents itself as an activity with high polluting potencial. Studies that make feasible the use of treated swine manure and other human wastes should be conducted in order to reduce the environmental impact and dependence on renewable resources in agriculture. This is a pioneer study in the Central Region of the country, and aimed to evaluate the effluent generated by biodigestion of swine manure application on soil attributes and ammonia volatilization (NH_3). The study was carried out at Fazenda Miunça, southeast region of the Federal District, in Brazil, in a Red Latosol cultivated with Brachiaria pasture (*Urochloa brizantha*). Treatments consisted of application of three doses of effluent (180, 360 and 540 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), and a control treatment, without effluent application. For each treatment, an aerea of approximately 1 ha was delimited, divided into four plots. Soil was sampled before and fifty days after effluent application, at 2 depths: 0 – 20 and 20 – 40 cm for determination of COT (total organic carbon), CBM (microbial biomass carbon), NBM (microbial biomass nitrogen), particulate C and N (C_{op} and N_{part}) and associated with minerals (C_{oam} and N_{am}), NT (total nitrogen), NO_3^- , NH_4^+ and available N. The particulate fractions of C and N increased from 180 to 540 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, as well as NO_3^- and NH_4^+ . The application of doses above 180 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ reduced NBM and increased CBM. The ammonia volatilization occurred predominantly until the third day after effluent application, differing only from the control treatment. Swine manure biodigestate application promotes modifications in the soil C and N fractions. The greatest limitations of its use are due to the high chemical and biochemical demands for oxygen and the risk of sodification.

Keywords: Particulate carbon, Particulate Nitrogen, agricultural effluent reuse, microbial biomass, *Urochloa brizantha*

1. INTRODUÇÃO

A destinação final de resíduos das atividades humanas tem sido amplamente discutida em decorrência de sérios danos ambientais causados pelo descarte inadequado destes resíduos. Diante do aumento populacional, os processos industriais e atividades agropecuárias crescem num ritmo insustentável de utilização dos recursos naturais e de degradação do meio ambiente. O aproveitamento de resíduos e consequentemente a diminuição da dependência de recursos não renováveis, associado a mudanças no padrão de consumo da sociedade, deve ser levada em conta como alternativa para a sustentabilidade do planeta.

A utilização de resíduos na agricultura objetiva o fornecimento de nutrientes, ou mesmo na melhoria das propriedades físicas ou biológicas do solo. Os problemas ambientais causados pela disposição inadequada e o aumento considerável da produção de resíduos pelas atividades humanas têm provocado grande demanda de pesquisa a fim de viabilizar soluções tecnológicas para o manejo adequado dos resíduos (Frigo, 2017).

No setor agropecuário, a suinocultura apresenta-se como uma atividade com alto potencial poluidor devido não só a grande geração de resíduos, como também as características químicas e microbiológicas destes. O Brasil é o 4º maior produtor e exportador de carne suína do mundo, com projeções de crescimento para os próximos anos (ABPA, 2017). Considerando a quantidade de dejetos produzidos por cada animal em sistemas intensivos de produção e a falta de manejo adequado de efluentes gerados, o cenário da suinocultura brasileira preocupa diante do potencial de poluição da atividade (Beli et al., 2010; Williams, 2008).

O manejo dos dejetos de suínos nem sempre é realizado adequadamente. É comum o lançamento dos efluentes em cursos d'água sem o tratamento prévio, ou mesmo a armazenagem depósitos abertos, que não diminui os impactos ambientais dos resíduos. Essa prática favorece a produção de gases nocivos ao ambiente, como gases de efeito estufa, contaminação do solo e lençol freático e ainda representa um risco para a saúde dos seres humanos e animais envolvidos na produção (Konzen, 2005). A utilização de biodigestores tem se intensificado nos últimos anos devido à redução dos custos de implantação e manutenção e, principalmente, pela possibilidade de inserção no mercado de carbono (Kunz e Oliveira, 2006). O seu uso permite a produção de energia por meio do gás metano, além da geração de biofertilizante e do tratamento do resíduo, reduzindo o seu potencial poluidor.

A utilização do efluente de biodigestor na agricultura é interessante do ponto de vista nutricional, pois fornece nutrientes para a cultura; econômico, pois permite a redução de insumos; e ambiental, quando bem manejada, já que a disposição do resíduo não é realizada em cursos d'água. Porém, muitas vezes o seu uso supera a demanda do solo por nutrientes, já que o volume gerado é constante e há necessidade de despejo desse resíduo. Assim, a aplicação indistinta do biofertilizante pode causar desequilíbrios nutricionais no solo e contribuir com a produção de gases poluentes e lixiviação de nutrientes (Sacomori et al. 2016; Zhang et al. 2017).

O efluente de biodigestor apresenta nitrogênio (N) em formas orgânicas e minerais (amônio e nitrato) e a sua aplicação influencia na microbiota do solo, assim como nas transformações do N. Compreender esses processos relacionados à dinâmica do N do solo é um desafio a ser vencido para racionalizar o uso deste resíduo na agricultura. As principais limitações quanto a isso dizem respeito à volatilização de amônia e a lixiviação de nitrato diante do aumento da atividade nitrificante, e consequentemente podendo haver maior desnitrificação, aumentando as perdas de N no sistema (Sacomori et al., 2016; Riva et al., 2016; Zhang et al., 2017).

Diante disso, a aplicação de biofertilizantes oriundos da suinocultura no solo pode ser considerada uma alternativa para o reúso de efluentes gerados a partir do processo biodigestão, entretanto, também pode ter efeito negativo naquelas áreas aplicadas do ponto de vista ambiental e agrônômico.

Visando reduzir os impactos gerados pela suinocultura e permitir o uso racional do resíduo desta atividade, este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação de efluente tratado de biodigestor em solo cultivado com capim braquiária (*Urochloa brizantha* (Stapf) Webster). O estudo é pioneiro no Distrito Federal e vai de encontro à outra preocupação atual: a escassez e reúso da água. Para isso foram avaliadas características de qualidade do solo diante da aplicação de diferentes doses do efluente, que também foi caracterizado. Espera-se que o estudo contribua para a avaliação dos efeitos sobre o carbono, a microbiota do solo e sobre a dinâmica do nitrogênio diante da aplicação de efluente de biodigestor, e que isto permita um embasamento sobre a utilização deste resíduo na agricultura.

2. HIPÓTESES

A aplicação de efluente da biodigestão de dejetos de suínos aumenta os teores de carbono e nitrogênio total em solo cultivado com *Urochloa brizantha* e suas frações granulométricas.

A aplicação de efluente da biodigestão de dejetos de suínos aumenta os teores de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em solo cultivado com *Urochloa brizantha*.

As perdas de nitrogênio por volatilização da amônia presente no efluente da biodigestão de dejetos de suínos é favorecida pelo aumento do volume aplicado no solo cultivado com *Urochloa brizantha*.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar os efeitos da aplicação de efluente de dejetos de suínos tratado por biodigestão em atributos químicos e microbiológicos de um solo cultivado capim braquiária.

3.2. Objetivos específicos

- Determinar as características químicas do efluente da biodigestão de dejetos de suínos;
- Avaliar a dinâmica de algumas frações do carbono no solo, após a aplicação de diferentes doses do efluente da biodigestão de dejetos de suínos;
- Avaliar a dinâmica do nitrogênio no solo após a aplicação de diferentes doses do efluente da biodigestão de dejetos de suínos e determinar possíveis alterações nos teores de nitrogênio total, nitrato e amônio, nitrogênio disponível e particulado, bem como as possíveis perdas por volatilização da amônia, após adição do efluente líquido;
- Avaliar no solo, após a adição do efluente líquido, o comportamento da biomassa microbiana, ligadas ao ciclo do Carbono e Nitrogênio, e suas relações com os teores de Carbono e Nitrogênio total.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Utilização de resíduos na agricultura

A utilização de resíduos na agricultura remonta aos primórdios das civilizações. Há mais de 10 mil anos, na região do Rio Amarelo, os chineses fabricavam adubos com resíduo vegetal ou animal, húmus dos rios e esterco humano. Já no Egito a história da adubação inicia-se por volta de 600 anos antes de Cristo, quando a civilização se aproveitava das cheias do rio Nilo para cultivar cevada, trigo e lentilha. Às margens do rio se depositava uma extensa camada de húmus, com aproximadamente 15 km de largura e 800 km de extensão, que permitia o desenvolvimento da agricultura em terras improdutivas (Dias, 2005).

Os povos da região Andina também eram grandes agricultores que, por meio da experiência, foram dominando as técnicas de adubação. Para ter área agrícola em meio a regiões tão montanhosas, construíam terraços com camadas de terras com 1 metro de profundidade. Nesses terraços, os índios dos Andes empregavam nos plantios o guano, material rico em fosfato de cálcio, uréia e sulfato de sódio e potássio, resultante de uma mistura de fezes e restos de aves marinhas que eles buscavam no litoral do oceano pacífico (Dias, 2005).

Com o crescimento de algumas cidades na idade média houve um aumento na produção de resíduos urbanos, como o lixo doméstico e o lodo de esgoto. Na região conhecida como Flandres, compreendida entre a França, Bélgica e Holanda, o consumo destes resíduos por parte dos agricultores permitiu que a região fosse considerada como uma das mais limpas da Europa (Quartucci, 2007). Foi então que com a crescente demanda por fertilizantes na agricultura, até então baseada em resíduos vegetais e animais, o Alemão Justus von Liebig, em 1842 lança o livro *A “Química Orgânica E Suas Aplicações À Morfologia E Patologia”*, relatando que a nutrição vegetal é feita por elementos minerais do solo, surgindo a partir daí a conhecida fórmula do NPK.

O século XIX e início do século XX foi o início do desenvolvimento dos adubos minerais. Em 1843 surgiu na Alemanha a primeira indústria de fertilizantes que se tem notícia, com a produção de superfosfato simples. Pouco depois, em 1857, se originou neste mesmo país a indústria de fertilizantes potássicos. Já o nitrogênio foi o primeiro fator limitante à agricultura na maioria dos solos no século XVIII, o efeito benéfico da

rotação de culturas com leguminosas era bastante evidenciado nas lavouras. A produção dos adubos nitrogenados foi possibilitada durante a primeira guerra mundial, a partir do desenvolvimento do processo industrial de redução do nitrogênio atmosférico, conhecido como processo Haber-Bosch, em referência aos seus idealizadores, Fritz Haber e Carl Bosch (Russel e Williams, 1977; Mazoyer e Roudart, 2010).

Grande demanda mundial por fertilizantes solúveis, principalmente após a revolução verde, foi responsável por uma mudança radical na forma de conduzir as lavouras. O uso de resíduos e de adubos orgânicos deixaram de ser então a principal fonte de fertilizantes na agricultura em detrimento do uso em massa de fertilizantes minerais. Em 2014, o consumo de fertilizantes atingiu 181,6 milhões de toneladas no mundo (IFA, 2016), e em 2018, havia a previsão de atingir 200 milhões de toneladas (FAO, 2015). A problemática disso não está somente na subutilização dos resíduos e nas consequências do seu despejo incorreto, mas também na limitação da produção de adubos para os próximos anos.

Dos três fertilizantes utilizados em larga escala na agricultura, o nitrogênio e o fósforo são os mais preocupantes do ponto de vista da limitação da produção/extração. As reservas mundiais de rochas fosfatadas devem durar entre 300 a 400 anos; porém, na maioria dos países estas reservas devem se esgotar dentro de 100 anos (Cooper et al., 2011). Os fertilizantes nitrogenados têm sua matéria prima praticamente inesgotável, pois são derivados de N_2 , que representa cerca 78% do ar atmosférico. A principal limitação da produção destes fertilizantes é a utilização de combustíveis fósseis, como o gás natural (Abram e Forster, 2005), e a alta demanda por energia requerida pelo processo Haber-Bosch. O consumo de adubos nitrogenados em 2014 foi de 111 milhões de toneladas, correspondendo a 61 % do total de fertilizantes consumidos no mundo (IFA, 2016), representando a grande demanda por esse nutriente na agricultura.

A utilização de resíduos na agricultura pode substituir parcialmente ou totalmente a adubação mineral, reduzindo custos de produção e oferecendo uma opção de disposição adequada para estes resíduos. Com isso, benefícios econômicos, sociais e ambientais são alcançados, possibilitando a concretização dos ideais de uma agricultura sustentável.

Dentre os resíduos com potencial de uso na agricultura, o lodo de esgoto e lixo doméstico se destacam pelas grandes quantidades geradas e pela ameaça que representam para a saúde pública e do ecossistema (Karak et al., 2012). Nos países em

desenvolvimento, como o Brasil, esses problemas são multiplicados porque geralmente esses resíduos não são manejados adequadamente.

A indústria sucroalcooleira no Brasil é um dos maiores exemplos de aproveitamento de resíduos gerados a partir da atividade agrícola e industrial. Para cada tonelada de cana processada na indústria, são gerados aproximadamente 250 kg de bagaço e 204 kg de palha e pontas, que podem ser utilizados na geração de energia (Pugliese et al., 2017), além dos subprodutos da produção de álcool e açúcar, como a vinhaça e o vinhoto, que são utilizados em substituição aos fertilizantes químicos para adubação das lavouras (Francisco et al., 2016; Prado et al., 2013).

Os exemplos citados ilustram como os resíduos gerados nas atividades humanas podem compor o sistema de produção das culturas, contribuindo para a redução dos impactos ambientais e aumento na rentabilidade agrícola. Podemos citar ainda resíduos da produção de animais (esterco de bovinos, aves, suínos, equinos, digestão bovina, resíduo de frigorífico), resíduos agroindustriais (resíduos do processamento de alimentos, fibras), fosfogesso, escoria de siderurgia dentre outros, como tendo potencial para ser explorado na agricultura (Alvim et al., 1999; Medina e Brinholi, 1998; Coelho et al., 2005; Edvan et al., 2010; Sobral et al., 2011). Adiante, nesta revisão, será dada ênfase nos resíduos da suinocultura, objeto deste estudo, suas características e tratamentos.

4.2. Resíduos de suinocultura: características e tratamentos

A suinocultura é um setor de destaque no Brasil, em 2016 o país produziu 3,73 milhões de toneladas e exportou nesse período 732,9 mil toneladas de carne suína (19,6%), colocando o Brasil como 4º maior produtor e exportador mundial. Isso faz da atividade uma das mais importantes geradoras de empregos e renda, faturando cerca de R\$ 12 bilhões por ano (ABPA 2017). Os principais estados produtores no Brasil são Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul; os três estados juntos representam praticamente 70% da produção nacional.

Contudo, a produção intensiva de suínos, caracterizada pela alta concentração de animais, faz crescer a preocupação com a geração e os impactos causados pelo manejo inadequado dos dejetos. A suinocultura é considerada, pelos órgãos de controle ambiental, uma das atividades agropecuárias que ocasiona maior impacto ambiental (Rizzoni et al., 2012). Diante disso, novas soluções tecnológicas são necessárias para disponibilizar alternativas viáveis do ponto de vista econômico e ambiental para disposição dos resíduos gerados no setor (Pinto et al., 2014).

Os dejetos suínos são constituídos principalmente pelas fezes, urina e água residuária (Rizzoni et al., 2012). Essa produção é de aproximadamente 0,26 m³ por animal por mês, dependendo do sistema de criação e da quantidade de água utilizada na higienização do criadouro. Porcas em lactação, na fase de amamentação, chegam a produzir, juntamente com seus leitões, 27 litros/dia de dejetos, o que representa 0,81 m³/mês (Pinto et al., 2014).

De acordo com o IPEA (2012), a geração anual de dejetos provenientes da criação de suínos no Brasil ultrapassa 20 milhões de toneladas. Esse tipo de dejetos, por ser líquido e apresentar alta taxa orgânica (0,0031 kg DBO – Demanda bioquímica de oxigênio/kg peso vivo) (ASAE, 2003), demanda sistemas de armazenamento e tratamento eficazes, com períodos prolongados de detenção. Um estudo de Carvalho et al. (2015) demonstrou que cerca de 62% das fazendas estudadas no estado de São Paulo tiveram seu sistema de gestão ambiental considerado insatisfatório, representando potencial gerador de riscos ambientais.

A grande causa de poluição é o despejo do efluente nos cursos hídricos sem nenhum tratamento prévio, acarretando desequilíbrios ecológicos, redução do teor de oxigênio, disseminação de patógenos e contaminação das águas potáveis com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos (Diesel et al., 2002). Outro problema é em decorrência do custo para serem transportados, fazendo com que sejam frequentemente aplicados em áreas próximas à criação, que apresentam solos já saturados, podendo causar desequilíbrios nutricionais às plantas e acúmulo ou perdas de nutrientes no solo (Scherer et al., 2010).

De acordo com Souza (2005), o tratamento de resíduos consiste em remover ou transformar os agentes poluentes do material, de forma que possa ser reaproveitado no solo ou descartado de forma segura nos cursos de água, minimizando os problemas ambientais. Os dejetos de suínos podem ser tratados de diferentes maneiras, de acordo com suas características iniciais, que podem variar com a nutrição dos animais e a quantidade de água utilizada na higienização, e com a qualidade final desejada após o tratamento (Rizzoni et al., 2012). As formas mais baratas e usuais utilizadas no Brasil são as esterqueiras e as lagoas de estabilização.

As esterqueiras consistem em tanques com profundidade mínima de 2,5 m, permitindo assim a degradação anaeróbica do resíduo, que é armazenado por aproximadamente 120 dias e em seguida aplicado no solo (Kunz et al., 2005). Já as lagoas

de estabilização são compostas por uma série de lagoas combinadas, de modo que cada uma delas favorece um tipo de atividade metabólica diferente na degradação da matéria orgânica. Portanto, as lagoas de estabilização apresentam lagoas aeróbias, anaeróbias e facultativas, que podem ser distribuídas em diferentes números e combinações, a fim de alcançar a qualidade padrão requerida (Cardoso et al., 2015).

Outra alternativa para tratamento de dejetos de suínos é a utilização de composteiras, gerando um material sólido estabilizado que pode ser utilizado como fertilizante orgânico. A vantagem desse método é a redução significativa do volume de resíduo gerado, já que grande parte da água é retirada durante o processo de compostagem. O composto sólido permite o transporte por distâncias maiores, e a aplicação em áreas com demanda por estes subprodutos. A limitação está na obtenção do material a ser utilizado na mistura com os dejetos, normalmente serragem, palha ou outro material com alta relação C/N (Oliveira e Higarashi, 2006).

Vale ressaltar que na estabilização ocorrida em lagoas e esterqueiras deve se considerar a emissão de gases gerados pelo sistema, que além da emissão de odores desagradáveis, podem ser tóxicos e agravantes do efeito estufa. Os principais gases emitidos pelos sistemas de criação de suínos e tratamento dos dejetos são o CO₂, CH₄ e os gases nitrogenados (NH₃, N₂O e N₂). A produção desses gases ocorre em condições de anaerobiose por intermédio das bactérias metanogênicas e desnitrificantes (Zahn et al., 2001).

Nesse contexto, o uso de biodigestores no tratamento de dejetos de suínos tem se intensificado nos últimos anos pela possibilidade de geração de energia limpa e redução dos impactos causados pela atividade (Kunz e Oliveira, 2006). Além disso, a utilização de biodigestores é contemplada pelo Programa da Agricultura de Baixo Carbono (Programa ABC), que disponibiliza linhas de crédito para operações de implantação, manutenção e melhorias no sistema de tratamento de dejetos de suínos. O financiamento foi um importante auxílio na disseminação da tecnologia, visto que os biodigestores apresentam custo relativamente alto.

No Brasil, o interesse por biodigestores começou diante da crise do petróleo na década de 1970. A partir do Programa de Mobilização Energética (PME), o governo queria estimular a produção de biogás com a utilização de materiais simples e de baixo custo. Uma série de fatores, entre eles operacionais e técnicos, foi responsável pelo insucesso do programa neste período (Kunz e Oliveira, 2006). Passados 30 anos, os

biodigestores ressurgiram como alternativa para o produtor, induzidos pela maior demanda energética em função da escala de produção e pela grande geração de resíduos da atividade (OLIVEIRA et al., 2005).

O biodigestor é uma câmara fechada que permite a degradação anaeróbica da matéria orgânica através da atividade de um consórcio de microrganismos. Como produto dessa degradação se tem o biogás, que é composto basicamente por metano (70 a 80%) e CO_2 , e o efluente (Frigo et al., 2017). O efluente não pode ser descartado em cursos hídricos, porque apesar de ter passado por um processo de tratamento a sua carga de nutrientes ainda é alta. Contudo, o efluente é considerado um biofertilizante e pode ser utilizado na agricultura. A seguir é apresentada a estrutura da estação de tratamentos de resíduos da suinocultura por biodigestão da Fazenda Miunça, localizada no PAD-DF (Distrito Federal).



Figura 1 - Unidade de tratamento de dejetos de suínos da Fazenda Miunça. a) Tanque primário de recebimento e homogeneização do dejetos bruto. b) Tanque de decantação. c) Câmaras de biodigestão. d) Lagoa de maturação. e) Lagoa de armazenamento do efluente tratado.

Imagem: Drone RSouza



Figura 2 - Etapas do tratamento de dejetos de suínos em biodigestor na Fazenda Miunça: (a) Tanque primário de recebimento e homogeneização do dejetos bruto. (b) Tanque de decantação. (c) Câmaras de biodigestão. (d): Lagoa de maturação. Foto: Alessandra Monteiro de Paula

A biodigestão é responsável pela redução da carga orgânica do resíduo, diminuindo a DQO (Demanda Química por Oxigênio) em aproximadamente 84 % e a DBO em 78 %, além disso, é responsável pelo controle de microrganismos patogênicos e pela redução da relação C/N através da decomposição da matéria orgânica à CO_2 e CH_4 , aumentando a disponibilidade do nutriente para as plantas e estimulando a atividade microbológica no solo (Frigo et al, 2017; Kozen, 2005).

A utilização de efluentes da suinocultura tem sido citada como alternativa viável na fertilização de diversas culturas. Scheffer-Basso et al. (2008) observaram crescimento linear de pastagem natural do RS em respostas às doses crescentes de biofertilizante de suíno. Assim como Drumond et al. (2006), que notou efeito positivo da aplicação do biofertilizante na produção de matéria seca do capim-tifton (*Cynodon* spp.). Medeiros et

al. (2007) concluíram que a aplicação de dejetos líquidos de suínos na dose 180 m³/ha/ano possibilita produção de MS do capim-marandu (*Brachiaria brizantha*) similar à dose de 100 kg ha⁻¹ de sulfato de amônio. Seidel et al. (2010) testaram 4 doses (20, 30, 40 e 50 m³ ha⁻¹) de efluentes no plantio de milho (*Zea mays*), associadas à adubação de cobertura com uréia ou efluente (90 kg e 20 m³ ha⁻¹, respectivamente), e constataram que o uso de dejetos de suínos na cultura de milho proporcionou os mesmos resultados da fertilização mineral.

De acordo com Sedyama et al. (2014), a utilização de biofertilizante de suíno melhora a nutrição e produtividade do pimentão (*Capsicum annuum L.*) conduzido sob sistema orgânico, assim, pode ser utilizado como fertilização não convencional na cultura. Souza et al. (2013) constataram que a utilização, após tratamento, de efluentes da suinocultura em pimentão propiciou a produção de frutos com condições sanitárias satisfatórias para o consumo, sem a presença de coliformes termotolerantes e *Salmonella* spp. Panzenhagen et al. (2008), utilizando fertilizantes líquidos na instalação pomares puderam notar melhor desempenho das árvores cítricas associadas com culturas anuais nas entrelinhas, como o milho, a mandioca (*Manihot esculenta*) e feijão (*Phaseolus vulgaris*).

4.3. Efeitos do uso de efluente do biodigestor na dinâmica do nitrogênio e atividade microbiana

O uso de dejetos de suínos como biofertilizantes na agricultura é motivado por premissas do desenvolvimento sustentável, diminuindo os custos e os impactos ambientais da atividade. A aplicação destes resíduos no solo fornece nutrientes às culturas e se apresenta como a alternativa mais viável para disposição dos efluentes de biodigestor. Entretanto, essa prática requer monitoramento das propriedades do solo, além da adequação das doses aplicadas, a fim de evitar os efeitos adversos no ambiente.

Dado o grande número de reações do N, assim como a sensibilidade dos indicadores microbiológicos na qualidade e alterações do solo, a análise destes parâmetros diante da aplicação dos efluentes do biodigestor ao solo é imprescindível para o manejo correto destes resíduos. A eficiência da aplicação dos biofertilizantes dependem de uma série de fatores, ligados à planta, ao solo e ao clima (Zhang et al., 2017; Read et al., 2008). Sendo assim, o seu uso deve ser condicionado não somente pela capacidade de geração e necessidade de descarte deste resíduo, mas pela integração destes diversos fatores.

Nos efluentes de biodigestor são encontrados diversos macro e micronutrientes, com destaque para o nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). O nitrogênio é o nutriente presente em maior quantidade (Biau et al., 2012). Aproximadamente 84 % do N proveniente do efluente está presente na forma amoniacal (NH_4^+), outros 14 % na forma orgânica e menos de 2% na forma de nitrato (NO_3^-), entretanto, essas concentrações podem variar de acordo com as características do dejetos (Adeli e Varco 2001).

As formas orgânicas de N podem ser disponibilizadas para as plantas rapidamente ou não, dependendo da velocidade de sua mineralização (Müller et al., 2011). Já as formas minerais (NO_3^- e NH_4^+) presentes nos efluentes são prontamente disponíveis no momento da aplicação no campo e estão sujeitas às perdas por volatilização da NH_3 , lixiviação do NO_3^- e emissão de N_2O e N_2 , critérios que devem ser observados tanto na perspectiva da eficiência da aplicação quanto da redução do risco de contaminação ambiental (Giacomini e Aita, 2008).

A volatilização de amônia pode representar perdas significativas de N proveniente da aplicação dos dejetos líquidos de suínos. A intensidade desse processo é influenciada pelas condições ambientais, pelas características físicas e químicas dos dejetos, e pelo modo de aplicação dos fertilizantes ao solo.

A maior presença do grupo hidroxila (OH^-), associada ao aumento do pH do solo, favorece a redução de NH_4^+ à NH_3 ($\text{N-NH}_4^+ + \text{OH}^- \text{ (aquoso)} \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{N-NH}_3 \text{ (gás)}$), contribuindo para as perdas por volatilização (Sengik et al., 2001). Além disso, também contribuem neste aspecto a baixa retenção de NH_4^+ em razão dos baixos teores de matéria orgânica e reduzida capacidade de troca de cátions (Sangoi et al., 2003), baixa umidade no solo, altas doses de N aplicado e alta temperatura (Tasca et al., 2011).

Perdas de nitrogênio, principalmente por volatilização, podem ser intensificadas no plantio direto ou em pastagens, onde não há incorporação do resíduo. A injeção de dejetos no solo, ou mesmo a incorporação quando possível, pode reduzir em até 90 % as perdas de N por volatilização de NH_3 em comparação com a aplicação em superfície (Damasceno, 2010; Oliveira et al., 2012; Gonzatto et al., 2012).

O NH_4^+ , quando não convertido à NH_3 , pode ser absorvido pela planta ou passar pelo processo de nitrificação, mediado por bactérias aeróbias e se oxidando à NO_3^- . A nitrificação pode reduzir as perdas de N por volatilização da amônia, como também promover o acúmulo de NO_3^- no solo e, sob a influência de condições ambientais

específicas, favorecer perdas por lixiviação ou ainda, a emissão de N_2O por desnitrificação (Zhang et al., 2017; Riva et al., 2016).

Apesar de menos expressiva, as emissões de N_2O pode ser ainda mais danosa ao meio ambiente devido ao poder poluente deste gás, influenciando no efeito estufa e no aquecimento global. A desnitrificação é realizada por microrganismos anaeróbios facultativos, que nas condições de baixa concentração de O_2 utilizam o NO_3^- como acceptor de elétrons, oxidando NO_3^- à N_2O (Gonzatto et al., 2013).

Duas características dos efluentes de biodigestor favorecem a redução do teor de O_2 no solo; e, conseqüentemente as emissões de N_2O . Primeiramente a presença de N e carbono (C) orgânico de fácil oxidação, estimulando a atividade microbiana, resultando em alta demanda por O_2 . E por último, a alta concentração de líquidos nos efluentes, que também promove a ocorrência de sítios de anaerobiose, favorecendo o processo de desnitrificação do NO_3^- no solo (Giacomini et al., 2006).

Apesar de ser facilmente assimilável pelas plantas, o nitrato apresenta alta mobilidade no perfil do solo, sendo transportado muitas vezes para fora da zona de absorção das raízes. Por ser um ânion, não é retido pelas cargas negativas dos solos, podendo ser facilmente perdido por lixiviação, contaminando o lençol freático e diminuindo a eficiência da fertilização nitrogenada (Fey et al., 2010).

Ainda que o NO_3^- possa ser facilmente lixiviado, as perdas de N nas pastagens fertilizadas com efluentes de suinocultura não podem ser estendidas para todas situações. Santos et al. (2015) e Sacomori et al. (2016) identificaram que a aplicação de dejetos líquidos de suínos podem aumentar o N lixiviado a partir da dose de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; porém, diferem de outros estudos em que a lixiviação de NO_3^- não foram influenciadas pela aplicação de água residuária de suinocultura (Grohskopf et al., 2015; Maggi et al., 2011; Smanhotto, 2008). Maggi et al. (2011), aplicaram em dose única o equivalente a $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de água residuária de suinocultura em latossolo vermelho e não encontraram influência desta irrigação no teor de nitrogênio total do lixiviado.

Esses resultados indicam que o potencial de lixiviação causado pela aplicação de dejetos de suínos é dependente de uma série de fatores, entre eles do solo, das plantas, do clima e dos efluentes. Possivelmente, as perdas de N no solo não têm, em solos argilosos e profundos, como principal causa, a lixiviação, mas sim a forma gasosa, através do processo de volatilização.

Além dos processos envolvidos com a dinâmica do N, os microrganismos desempenham funções importantes do solo, como a formação de agregados e ciclagem de nutrientes a partir da mineralização dos compostos orgânicos (Sapp et al., 2015; Kennedy e Papendick, 1995). As alterações na atividade microbiana geralmente ocorrem mais rapidamente do que as mudanças nas propriedades físicas e químicas do solo. Portanto, o estudo de respostas microbianas após a aplicação de fertilizantes orgânicos pode dar uma indicação precoce dos potenciais efeitos desta prática (Kaschuk et al., 2011)

Dentre os indicadores microbiológicos utilizados para a avaliação da qualidade do solo destacam-se a determinação do carbono da biomassa microbiana (CBM), a respiração microbiana (RM) e a atividade enzimática do solo (Araújo et al., 2012; Balota et al., 2014; Kheyroodin et al., 2012).

A biomassa microbiana é um indicador sensível de mudanças no ecossistema, pois representa o destino inicial do C adicionado ao solo e é, através do seu metabolismo, uma das principais fontes de produção do CO₂ e de enzimas do solo (Moreira e Siqueira, 2006). Estudos apontam que o uso de dejetos de suínos pode incrementar o CBM e a respiração basal do solo (Couto et al., 2013), indicando aumento da população e da atividade microbiana.

Em relação à respiração microbiana do solo, Couto et al. (2013), na análise de áreas de pastagem em Santa Catarina, não encontraram diferenças entre a testemunha e diferentes doses de dejetos de suínos, aplicadas em superfície e incorporadas ao solo, em quatro das sete épocas do estudo. A respiração microbiana foi significativamente maior quando se utilizou duas vezes a dose máxima recomendada de dejetos líquidos de suínos (equivalente a 180 kg de N ha⁻¹) em três das sete épocas analisadas. Neste caso, de acordo com os autores, a aplicação de altos níveis de C lábil e a baixa relação C:N do dejetos estimularam a comunidade microbiana do solo. O quociente metabólico (qCO₂), que representa a quantidade de C liberada na forma de CO₂ por unidade de biomassa microbiana em determinado tempo, segundo este autor é pouco afetado pela aplicação de dejetos de suínos.

A respiração microbiana indica a atividade biológica e a decomposição dos resíduos orgânicos do solo, de modo que taxas muito elevadas de respiração microbiana podem indicar a possibilidade de maiores perdas de carbono do solo, como consequência de uma decomposição mais acelerada (Lopes et al., 2010). Os resultados encontrados por Couto et al. (2013) podem então indicar que a similaridade entre as áreas permite inferir que a

adição dos dejetos líquidos de suínos não implica em maiores perdas de carbono do solo e é capaz de manter o nível de atividade biológica do solo semelhante ao da área onde não foi realizada aplicação.

Em estudo no município de Palotina (PR), Balota et al. (2014) avaliaram a alteração à longo prazo (15 anos) de diferentes níveis de dejetos de suínos para solos sob sistema de cultivo convencional e sob sistema de plantio direto. O dejetos teve um efeito positivo sobre a C da biomassa microbiana até a dose de $90 \text{ m}^3/\text{ha}$ nos dois sistemas de cultivo, com rendimentos decrescentes a partir daí ($120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). O N da biomassa microbiana também expressou aumento diante da aplicação de esterco de suíno, aumentando linearmente até a dose máxima ($120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) no plantio convencional e até $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos no plantio direto, com rendimentos decrescentes nas doses de 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Neste estudo, aumentos significativos no C da biomassa microbiana em função da taxa de aplicação de dejetos foram observados mesmo sem mudanças significantes no C orgânico do solo. Por esta razão, a biomassa microbiana pode ser um indicador mais sensível de qualidade do solo e de mudanças na fertilidade, principalmente à curto prazo.

O aumento de C e N da biomassa microbiana com aplicação de dejetos de suínos está ligada a resposta da comunidade microbiana à disponibilidade de nutrientes. O efluente do biodigestor é rico em compostos orgânicos e inorgânicos que podem ser utilizados como fontes de energia e nutrientes para microrganismos (Araújo, 2012).

Embora o C da biomassa microbiana represente apenas 5% do carbono orgânico total, esta fração é a mais disponível e tem um papel importante no ciclagem de nutrientes, já que a maior parte da matéria orgânica do solo se apresenta em formas relativamente estáveis; portanto, pode demorar décadas para se notar alguma mudança no solo em decorrência do manejo do solo (Moreira e Siqueira, 2006).

No entanto, os efluentes e dejetos de animais podem conter metais pesados, poluentes orgânicos e resíduos de antibióticos. Isso poderia explicar diferentes respostas encontradas pelos diversos autores na comunidade microbiana do solo (Risberg et al., 2017).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Localização e caracterização da área experimental

O experimento foi instalado na Fazenda Miunça, localizada na região do Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal (PAD/DF), a 16°04' latitude S, 47°49' longitude O. Recentemente foi instalado na fazenda o primeiro sistema de tratamento anaeróbio com co-geração de energia elétrica a partir do uso de resíduos da suinocultura no Distrito Federal. A propriedade mantém cerca de 3.800 porcas que produzem aproximadamente 200 leitões por semana. Considerando que são produzidos entre 5,7 a 7,6 litros de dejetos por dia para cada suíno na faixa de peso entre 57 a 97 kg, mais de 20 m³ de resíduos são gerados na fazenda diariamente.

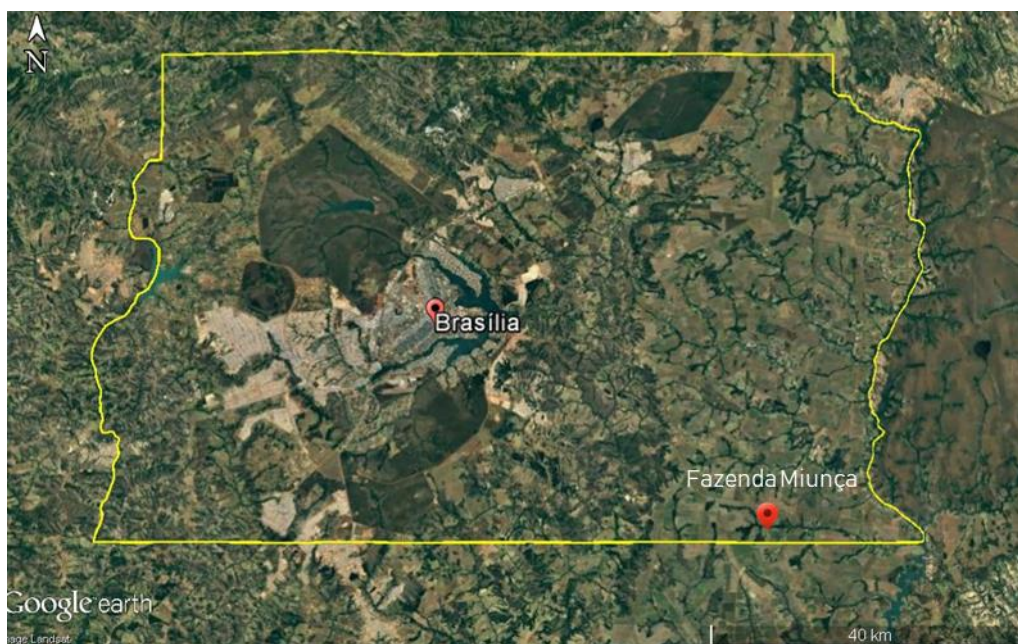


Figura 3 - Localização da Fazenda Miunça

Em complementação à criação de suínos, a Fazenda Miunça dispõe de áreas de pastagem com capim braquiária (*Urochloa brizantha* (Stapf) Webster) e capim Tifton (*Cynodon dactylon* (L.) Pers), separados em piquetes de aproximadamente 2,0 ha (50 x 400 m), onde são manejados um rebanho de gado de corte em esquema de pastejo rotacionado. O solo é classificado de acordo com o Sistema brasileiro de classificação de Solos (EMBRAPA, 2013) como Latossolo Vermelho, cujo as características iniciais são apresentadas na tabela 1.

Tabela 1 – Características iniciais do solo nas parcelas experimentais estudadas

Parâmetro	Unidade	Profundidade -----	
		0 a 20 cm	20 a 40 cm
COT	(g/kg)	23,17	19,15
CO _p	(g/kg)	16,44	7,55
CO _{am}	(g/kg)	6,73	11,87
CBM	(mg/kg)	214,78	142,04
N total	(g/kg)	1,95	1,49
N _{part}	(g/kg)	1,11	0,85
N _{am}	(g/kg)	0,83	0,63
N disp	(mg/kg)	60,52	52,87
NH ₄ ⁺	(mg/kg)	23,37	17,25
NH ₃ ⁻	(mg/kg)	259,17	206,21
NBM	(mg/kg)	55,96	30,31
P*	(mg/dm)	3,3	2,4
Al*	(cmolc/dm ³)	0,14	0,23
pH*	(H ₂ O)	5,6	4,9
Ca*	(cmolc/dm ³)	2,35	2,3
Mg*	(cmolc/dm ³)	1,7	0,4
H + Al*	(cmolc/dm ³)	5,9	6,4
K*	(cmolc/dm ³)	0,95	0,71
Soma de Bases*	(cmolc/dm ³)	4,95	3,71
CTC efetiva*	(cmolc/dm ³)	5,09	3,95
Saturação de bases*	(%)	45	35
CTC pH 7*	(cmolc/dm ³)	10,85	10,85

*França (2019)

O sistema de tratamento dos dejetos de suínos da Fazenda Miunça conta com o recolhimento dos dejetos de suínos em um tanque aerado, a partir do qual o resíduo é conduzido para a passagem dos dejetos brutos por um filtro extrusor, que retira o material orgânico grosso em suspensão. Após essa etapa o dejetos é encaminhado para os biodigestores. Seguido o tempo de detenção para o tratamento dos dejetos, o efluente do biodigestor passa por um tanque de decantação e posteriormente segue para uma lagoa de maturação. O efluente da lagoa de maturação é reaproveitado pela fazenda, que possui um sistema de distribuição canalizado para reuso do efluente na propriedade. Para cada piquete de pastagem há uma saída para conexão de um canhão de irrigação por aspersão, sendo utilizada pela fazenda, antes da instalação do experimento, a dose de 200 m³ ha⁻¹.

5.2. Instalação do experimento

Previamente às aplicações, foi realizado um ensaio de precipitação com o equipamento de irrigação utilizado na fazenda, do tipo canhão hidráulico com carretel

enrolador (Fig. 4). Foram distribuídos uniformemente na área de passagem do canhão coletores com 80 mm de diâmetro de boca. Foram realizadas duas passagens com o canhão em velocidades diferentes, e em cada uma delas o volume precipitado nos coletores foi anotado, permitindo o cálculo da lâmina (equação 1) e o cálculo de uniformidade de distribuição (CUD) (equação 2) proposto por Criddle et al. (1956). Os dados do ensaio de precipitação são apresentados na tabela 2.

$$CUD = 100. \left(\frac{25}{méd} \right) \quad (1)$$

$$Lâmina(mm) = \frac{Vol}{\pi.R^2} \quad (2)$$

Sendo:

CUD – Coeficiente de uniformidade de distribuição, em %

< 25 – Média do menor quartil, em ml

méd – Volume médio coletado, em ml

Vol – Volume médio coletado, em L

R – Raio do coletor, em m (0,04)

Tabela 2 - Resultados do ensaio de precipitação

Parâmetros	Testes	
	I ⁽¹⁾	II ⁽²⁾
Volume médio coletado (ml)	74,5	30,2
Média dos < 25 % (ml)	65,4	26,0
Lâmina aplicada (mm)	14,8	6,0
CUD (%)	87,8 %	86,1 %

⁽¹⁾ Teste realizado na 2ª marcha do equipamento, com velocidade de 33 m/hora. ⁽²⁾ Teste realizado na 4ª marcha do equipamento, com velocidade de 100 m/hora.

Os dados do ensaio de precipitação foram utilizados para definir as doses e a velocidade de passagem do canhão hidráulico nas parcelas experimentais de acordo com a operacionalidade que o sistema permitiu realizar as aplicações.



Figura 4 - Canhão hidráulico com carretel enrolador em operação na fazenda Miunça.

O experimento foi instalado em um delineamento experimental em faixas, separadas em 4 piquetes de braquiária (*Urochloa brizantha*), divididos em 4 parcelas (repetições) de 2000 m² (50 x 40 m) cada uma, totalizando 16 parcelas e uma área total de 3,2 ha (200 x 160 m). A fertilização da pastagem durante o experimento foi exclusivamente pela aplicação do efluente. O manejo da fertilização na área antes da instalação do experimento também era exclusiva com uso do efluente, na dose aproximada de 200 m³ ha ano⁻¹, não existindo histórico recente da aplicação de outros fertilizantes ou corretivos. Cada piquete foi utilizado para a condução de um tratamento, os quais foram: controle (0 m³ ha⁻¹ de efluente), que não recebeu irrigação durante o período de condução do experimento e, 3 doses de efluente do biodigestor: 180, 360 e 540 m³ ha⁻¹, divididas em 3 aplicações entre os meses de setembro e dezembro de 2017.

A precipitação acumulada durante o período das aplicações é apresentada na figura 5. Os meses de setembro e outubro tiveram precipitações abaixo da média histórica, com aproximadamente 10 e 45 mm acumulados, respectivamente. Já novembro e dezembro superaram a média histórica, com precipitações acumuladas de 315 e 270 mm, respectivamente.

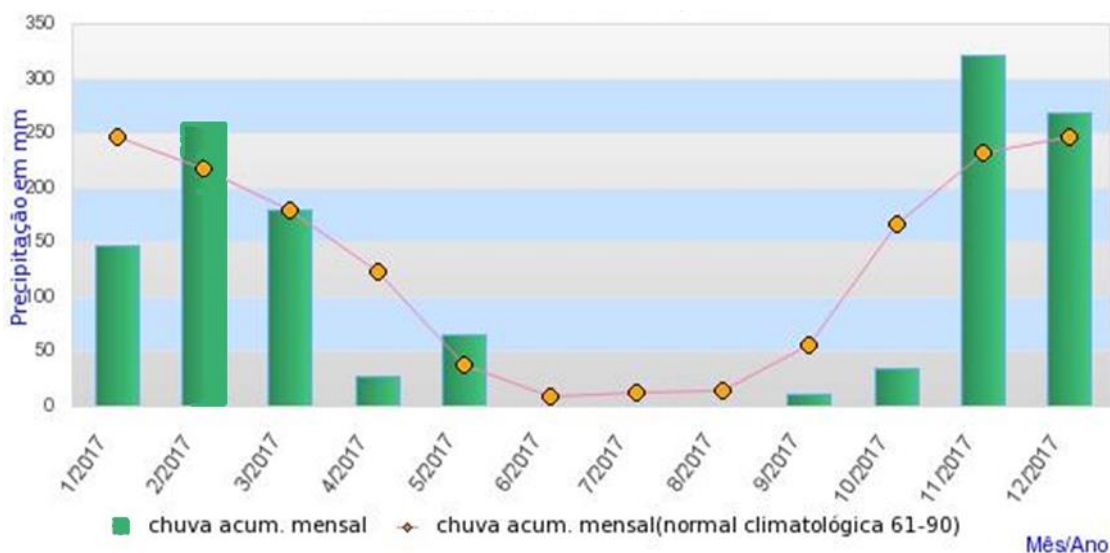


Figura 5 - Precipitação acumulada mensal para o ano de 2017 em Brasília (DF). Fonte: Inmet (2019).

5.3. Amostragem do solo

O solo foi amostrado nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm antes e depois das aplicações para determinação dos parâmetros relacionados ao C (C orgânico total, C orgânico particulado e associado aos minerais e C da biomassa microbiana), e dos parâmetros relacionados ao N (N total, N disponível, N particulado e associado aos minerais, N da biomassa microbiana, nitrato e amônio). As amostras de cada parcela foram compostas por 12 amostras simples que foram acondicionadas em caixa térmica com gelo do momento da coleta até a chegada ao laboratório, onde uma parte foi refrigerada para a análise microbiológica e outra foi congelada para análise de nitrato e amônio.

5.4. Determinação de C e N

O carbono orgânico total (COT) foi determinado por oxidação a quente com dicromato de potássio e titulação com sulfato ferroso amoniacal (Walkley e Black, 1934), utilizando TFSA (terra fina seca ao ar). A amostra seca e moída foi transferida para um frasco com 10 ml de dicromato de potássio à 1 N e adicionado 20 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após 30 minutos foi adicionado 200 ml de água destilada e 10 ml de ácido fosfórico. O dicromato excedente foi quantificado por titulação com sulfato ferroso amoniacal padronizado.

O fracionamento físico-granulométrico da MO (matéria orgânica) foi determinado segundo Cambardella e Elliott (1992). Aproximadamente 20 g de TFSA e 70 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L^{-1}) foram agitados durante 15 horas em

agitador horizontal. A seguir, a suspensão foi passada em peneira de 53 μm com auxílio de jato de água. O material retido na peneira, que consiste na MO particulada, foi seco em estufa a 45°C, moído em gral de porcelana e analisado segundo as respectivas metodologias para o C (Walkley e Black, 1934) e N total (Kjeldahl). Já o C e N associado aos minerais, que compõe a fração menor que 53 μm , foram determinados pela diferença entre o teor total e a fração particulada das amostras.

O N total (NT) foi determinado pela digestão ácida seguida de destilação a vapor (Kjeldahl). Foi pesado 0,2 g de TFSA e digerida a 335°C em bloco digestor por 45 minutos com 3 ml de ácido sulfúrico e 0,8 g da mistura catalítica 10:1 contendo sulfato de potássio e sulfato de cobre pentahidratado. Ao extrato foi adicionado 1 ml de água oxigenada e 10 ml de água destilada antes da destilação por arraste a vapor com hidróxido de sódio. O destilado foi recebido em uma solução de ácido bórico e titulado com ácido sulfúrico padronizado. O teor de N nas amostras foram calculados a partir da curva de calibração obtida pela destilação de soluções padrão de N contendo 0, 15, 30, 45 e 60 mg mL^{-1} de N.

As formas de N amoniacal e nítrico foram determinadas segundo método proposto por Bremner e Kenney (1965), com destilação a vapor do extrato de KCl 2 mol L^{-1} . O N disponível foi quantificado pelo método de extração com Na_2PO_4 /bórax – tampão pH 11,2 + NO_3^- (Gianello, 1985). O nitrogênio extraído foi determinado por colorimetria em espectrofotômetro a 440 nm e os cálculos realizados pela obtenção da curva de calibração com as soluções padrões de N.

5.5. Determinação da volatilização de amônia

As perdas de nitrogênio por volatilização da amônia (NH_3) foi quantificada por meio do sistema semi-aberto, proposto por Nömmik (1973), com algumas adaptações de Araújo et al. (2009). Foram instaladas câmaras estáticas, confeccionadas a partir de frascos plásticos transparentes tipo PET com volume de 2 L e diâmetro de 10 cm, sem a base, abrangendo 0,008 m^2 de área sobre o solo. No interior da câmara, um frasco foi suspenso com o auxílio de uma haste de arame, onde uma lâmina de espuma de polietileno com 3 mm de espessura, 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento foi suspensa e umedecida com 40 mL de solução de captura de H_2SO_4 (1 mol L^{-1}) e glicerina 2%. Para manter o sistema semi-aberto, permitindo a circulação de ar, a base do PET foi mantido de forma invertida na extremidade superior e suspensa por uma espiral de arame, formando uma tampa, para evitar a entrada de água por precipitação (Fig 6).



Figura 6 – Câmara estática semi-aberta. A) Instalação. B) Detalhe da câmara instalada no campo.

Como as doses totais de efluente foram o resultado de três aplicações em diferentes períodos, optou-se por realizar o ensaio de volatilização em relação à dose parcelada, e não em relação à dose total de efluente. Desse modo, foram aplicadas doses equivalentes a 60, 120 e 180 m³ ha⁻¹ para os três tratamentos, além do tratamento controle (sem aplicação). Para isso, a irrigação não pôde ser realizada com o uso do canhão hidráulico, visto que a instalação da câmara deveria ser realizada imediatamente após a irrigação, e o tempo de operação do canhão poderia impossibilitar a instalação imediata. Para contornar este problema foi realizada uma irrigação manual com regador numa área de 1 m² dentro da parcela analisada, onde a câmara seria instalada. As doses de efluente foram calculadas seguindo a proporção da dose por ha em seguida medidas com o auxílio de um béquer e transferidas para o regador para uma distribuição homogênea.



Figura 7 - Irrigação manual realizada previamente à instalação das câmaras

Para a quantificação do N volatilizado na forma de NH_3 , a solução de captura, após sua retirada do campo, foi manipulada em laboratório. A solução de captura ainda dentro do frasco plástico foi levada ao agitador horizontal a 200 rpm por 15 minutos, posteriormente a espuma foi espremida, de modo a retirar toda a solução. Em seguida, a solução foi transferida para um tudo de digestão, para destilação e posterior titulação com HCl 0,003 mol L. O N amoniacal foi calculado com os valores dos volumes de HCl gastos na titulação, dos ensaios em branco e das amostras a partir da equação:

$$\text{N-NH}_3 \text{ (mg)} = (\text{Va}-\text{Vb}) \cdot \text{Nac} \cdot \text{PMN}$$

Onde Va = volume de ácido gasto na titulação da amostra; Vb = volume de ácido gasto na titulação do branco; Nac = normalidade do ácido; PMN = peso molecular do nitrogênio.

Conforme proposto por Araújo et al. (2009), os resultados foram corrigidos de acordo com o fator de correção de 1,74. Sendo a área da câmara de $0,008 \text{ m}^2$, o resultado será expresso em mg.m^{-2} , conforme equação a seguir:

$$\text{N-NH}_3 \text{ (mg m}^{-2}\text{)} = [\text{N acumulado (mg)/0,008}] \cdot 1,74.$$

5.6. Indicadores microbiológicos do solo

A biomassa microbiana do solo foi determinada pelo método de fumigação-extração, sendo o carbono da biomassa microbiana (CBM) quantificado segundo metodologia descrita por Vance et al. (1987) e o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) do solo de acordo com a metodologia proposta por Brookes et al. (1985). As amostras refrigeradas foram separadas em 6 porções de 20 g cada uma, a umidade foi elevada para 80% da capacidade de campo e deixadas no escuro por 7 dias. A metade destas porções foram destinadas à fumigação; no sexto dia de incubação, estas foram colocadas num dessecador contendo aproximadamente 25 ml de clorofórmio e deixadas em repouso por 24 horas. No 7º dia de incubação as amostras fumigadas e não fumigadas foram extraídas com solução de sulfato de potássio, agitadas e filtradas em papel filtro quantitativo. Do filtrado é retirado uma alíquota que será quantificado o teor de N e C dos extratos. O C e N da biomassa microbiana foi obtido pela diferença entre as amostras fumigadas e não fumigadas.

Para a determinação do C, o extrato foi digerido a 100°C por 30 minutos na solução 2:1 de ácido sulfúrico e ácido fosfórico na presença de dicromato de potássio, em seguida foi quantificado o excesso de dicromato por titulação com sulfato ferroso amoniacal.

Para o N, o extrato foi digerido em ácido sulfúrico e mistura catalítica (100:10:1) contendo sulfato de potássio, sulfato de cobre pentahidratado e selênio. A digestão iniciou-se a 150°C por 30 minutos e posteriormente a temperatura foi aumentada para 300°C por 3 horas e 30 minutos. O extrato digerido foi destilado à vapor com hidróxido de sódio e o destilado coletado em ácido bórico e titulado com ácido sulfúrico padronizado.

5.7. Análises estatísticas

Os efeitos das doses de efluente foram avaliados a partir da mensuração de 12 variáveis, sendo elas: CBM (carbono da biomassa microbiana), COT (carbono orgânico total), COam (carbono orgânico associado aos minerais), COp (carbono orgânico particulado), NBM (nitrogênio da biomassa microbiana), NT (nitrogênio total), NPart (nitrogênio particulado), Nam (nitrogênio associado aos minerais), NH_4^+ (amônio), NO_3^- (nitrato), NDisp (nitrogênio disponível) e NH_3 (amônia volatilizada). Os resultados foram

submetidos à análise de variância univariada, considerando como fonte de variação a lâmina de efluente aplicada e acumulada no período de setembro a dezembro de 2017, pelo programa estatístico Sisvar 5.6 (Ferreira, 2010). As variáveis foram submetidas a análise de regressão para ajuste linear e quadrático, sendo considerado o melhor ajuste, o modelo com os parâmetros da equação significativos a 5%. Os resultados do teste de volatilização de amônia foram comparados pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Caracterização do efluente e aporte de nutrientes

A caracterização química do efluente da Fazenda Miunça é apresentada na Tabela 3. As análises foram realizadas para os macro e micronutrientes das plantas, Carbono Orgânico Total (COT), demandas químicas e bioquímicas por oxigênio (DQO e DBO), além do Sódio e Silício. Os resultados apresentados contam com a descrição do grau de restrição de uso da água para irrigação disponibilizado pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (Food and Agriculture Organization, FAO; Ayers e Westcot, 1994), de acordo com a concentração de alguns parâmetros chave, presentes no efluente.

Tabela 3 - Características do efluente de dejetos de suínos tratado por biodigestão anaeróbia e o grau de restrição de uso para irrigação agrícola de acordo com a FAO¹ (n = 3).

Parâmetro	Unidade	Resultado	----- Graus de restrição de uso ¹ -----		
			baixo	Baixo a moderado	Severo
DBO	mg O ₂ /L ⁻¹	1660 ± 967,77			
DQO	mg O ₂ /L ⁻¹	3286,33 ± 1927,64			
COT	mg L ⁻¹	342,78 ± 201,06			
N Total	mg L ⁻¹	799,47 ± 116,59			
Relação C:N	-	0,45 ± 0,42			
CE ²	dS m ⁻¹	0,0069 ± 0,0001	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
RAS ³	mmol L ⁻¹	17,50 ± 13,88	CE >0,7	0,7 ≥ CE ≥ 0,2	CE < 0,2
Amônio	mg L ⁻¹	685,07 ± 264,65			
Nitrato	mg L ⁻¹	15,41 ± 4,94	< 5	5 – 30	> 30
Fósforo	mg L ⁻¹	50,43 ± 17,80			
Potássio	mg L ⁻¹	584,46 ± 115,78			
Sódio	mg L ⁻¹	151,62 ± 123,15	< 69	> 69	
Cloretos	mg L ⁻¹	621,81 ± 407,26	< 106	> 106	
Boro	mg L ⁻¹	0,45 ± 0,06	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
Cálcio	mg L ⁻¹	131,82 ± 31,72			
Cobalto	mg L ⁻¹	0,03 ± 0,01			
Cobre	mg L ⁻¹	0,58 ± 0,17		0,2	
Enxofre	mg L ⁻¹	40,35 ± 10,21			
Ferro	mg L ⁻¹	9,05 ± 8,06		5,0	
Magnésio	mg L ⁻¹	33,83 ± 10,72			
Manganês	mg L ⁻¹	1,73 ± 0,71		0,2	
Molibdênio	mg L ⁻¹	0,02 ± 0,01			
Níquel	mg L ⁻¹	0,01 ± 0,01		0,2	
Silício	mg L ⁻¹	10,38 ± 3,45			
Zinco	mg L ⁻¹	7,12 ± 6,36		2,0	

¹Ayers e Wescot (1994); ²Condutividade elétrica; ³Razão de Adsorção de Sódio (RAS), estimada através do teor de sódio em relação aos teores de cálcio e magnésio, em mmol.L⁻¹, conforme Equação: $RAS = (Na^+) / [(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / 2]^{1/2}$

Vale ressaltar que estas concentrações podem variar de acordo com a época do ano, a idade dos animais, a qualidade da ração, o tempo de detenção do dejetos no sistema de tratamento, a quantidade de água utilizada na limpeza, entre outros fatores (Miranda et al, 2016). Portanto, a geração de resíduos e a caracterização final deste deve variar em cada sistema de criação, sendo necessário a análise caso a caso.

Segundo as recomendações da FAO (Ayers e Westcot, 1994), a concentração de nitrato, sódio e cloretos do resíduo estudado apresentam grau de restrição de uso baixo a moderado, já cobre, ferro, manganês e zinco grau de restrição de uso severo.

Com relação ao potencial de salinidade, avaliado em função da condutividade elétrica, o efluente apresentou grau de restrição ‘baixo’. Entretanto, no que se refere ao risco de sodificação, que possui relação direta com a capacidade de infiltração de água em consequência de sua influência na estrutura do solo, o grau de restrição observado para o efluente da biodigestão de dejetos de suínos enquadrou-se como ‘severo’. Na tabela 3, a RAS deve ser avaliada de acordo com a CE, neste caso a RAS se enquadra apresenta grau de restrição de uso severo pois a CE foi menor que $0,2 \text{ dS m}^{-1}$. Avaliando os teores de sódio ($266,50 \text{ mg L}^{-1}$) e de cloretos ($369,89 \text{ mg L}^{-1}$), também foi verificado que ambos estavam muito acima (cerca de 3 vezes) do limite considerado moderado a baixo, pela recomendação da FAO (Ayers e Westcot, 1994). A aplicação continuada de efluentes com elevadas concentrações de Sódio e Cloretos pode ocasionar graves problemas no solo, como a dispersão de argilas, em especial para o Sódio e, consequentemente a redução da infiltração de água no solo (Hamilton et al., 2007), sendo este um dos principais problemas associados ao uso prolongado de efluentes com altas concentrações desses parâmetros (Qian e Mecham, 2005; Rusan et al., 2007). Em consequência da redução da infiltração de água no solo, processos erosivos podem ser desencadeados, dependendo do manejo dado ao solo. Ainda, problemas de fitotoxidez nas plantas também podem resultar do uso continuado de efluentes ricos em Sódio e Cloretos.

No intuito de prevenir a ocorrência de processos prejudiciais ao solo e ao crescimento das plantas, como os mencionados acima, uma possível sugestão de manejo da aplicação de efluentes com grau de restrição severo, para parâmetros como Sódio e Cloretos, é investir na rotação das áreas utilizadas para irrigação, de forma a garantir a diluição desses parâmetros restritivos pela precipitação, ou mesmo a diluição do efluente com água de irrigação com baixo grau de restrição de uso.

De acordo com a resolução CONAMA 357/05, que trata da classificação dos corpos de água e das condições e padrões de lançamento de efluentes, o efluente da biodigestão de

dejetos de suínos da Fazenda Miunça encontra-se com os limites acima dos exigidos para o padrão de lançamento de efluentes em águas doces, salinas e salobras de classes 1, 2 e 3, para os parâmetros DBO, COT e Nitrogênio Amoniacal, sendo passível de lançamento exclusivamente em corpos de água doce de classe 4.

A partir da análise química do efluente foi possível determinar o aporte de nutrientes para as doses aplicadas (Tab. 4). Fica evidenciado que a fertilização exclusiva com o efluente de biodigestor pode causar um desbalanço nutricional no solo, uma vez que a demanda da planta não é atendida proporcionalmente para cada nutriente. Em razão da aplicação desbalanceada de nutrientes, pode haver a perda de alguns nutrientes, já que o excesso não é absorvido pelas plantas, ou haver acúmulos de elementos tóxicos.

Tabela 4 - Aporte de nutrientes para as doses aplicadas de efluente da biodigestão de dejetos de suínos em solo cultivado com *U. brizantha*.

Parâmetro	Unidade	----- Aporte de nutrientes -----		
		180 m ³ .ha ⁻¹	360 m ³ .ha ⁻¹	540 m ³ .ha ⁻¹
Carbono	kg.ha ⁻¹	61,70	123,40	185,10
Nitrogênio	kg.ha ⁻¹	143,90	287,81	431,71
Fósforo	kg.ha ⁻¹	9,08	18,15	27,23
Potássio	kg.ha ⁻¹	105,20	210,41	315,61
Sódio	kg.ha ⁻¹	27,29	54,58	81,87
Cloretos	kg.ha ⁻¹	111,93	223,85	335,78
Boro	g.ha ⁻¹	81,00	162,00	243,00
Cálcio	kg.ha ⁻¹	23,73	47,46	71,18
Cobalto	g.ha ⁻¹	5,40	10,80	16,20
Cobre	g.ha ⁻¹	104,40	208,80	313,20
Enxofre	kg.ha ⁻¹	7,26	14,53	21,79
Ferro	kg.ha ⁻¹	1,63	3,26	4,89
Magnésio	kg.ha ⁻¹	6,09	12,18	18,27
Manganês	g.ha ⁻¹	311,40	622,80	934,20
Molibdênio	g.ha ⁻¹	3,60	7,20	10,80
Níquel	g.ha ⁻¹	1,80	3,60	5,40
Silício	kg.ha ⁻¹	1,87	3,74	5,61
Zinco	kg.ha ⁻¹	1,28	2,56	3,84

O nitrogênio é o elemento que apresenta a maior concentração no efluente, consequentemente o seu aporte foi o maior entre os nutrientes fornecidos via aplicação, variando de 143,9 kg ha⁻¹ na menor dose, até 431,71 kg ha⁻¹ na maior dose. Já o fósforo, teve um aporte pequeno, variando de 9,08 a 27,23 kg ha⁻¹, valores aquém daqueles recomendados para manutenção de pastagens tropicais (30 a 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅ por ano) (Pereira et al., 2018).

Gramíneas tropicais são altamente responsivas à adubação nitrogenada, podendo responder à doses de 1800 kg ha^{-1} , com respostas lineares até 400 kg ha^{-1} (Guilherme et al., 1995). Porém, altas doses de N favorecem as perdas por lixiviação de NO_3^- , volatilização de NH_3 e emissões de óxidos de N, principalmente; podendo ocorrer em menor escala perdas por escoamento superficial (Gomes et al., 2008; Costa et al., 2014). Esses efeitos são minimizados pelo parcelamento da adubação, assim como foi realizado o manejo da irrigação do efluente no presente estudo, se dando em três aplicações ao longo de 4 meses.

6.2. Dinâmica do carbono no solo em função das doses de efluente aplicadas

As aplicações de efluente de biodigestor até a dose de $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ não promoveram variações significativas nos teores de COT (carbono orgânico total) para as duas profundidades avaliadas (0-20 e 20-40 cm) e, nos teores de COp (carbono orgânico particulado), na profundidade de 0-20 cm. O carbono associado a minerais (COam), o quociente microbiano (Q_{mic}) e o carbono da biomassa microbiana (CBM) obtiveram ajustes quadráticos para ambas as profundidades (Fig. 8), e o CO_P para a profundidade 20 – 40 cm (Fig. 9).

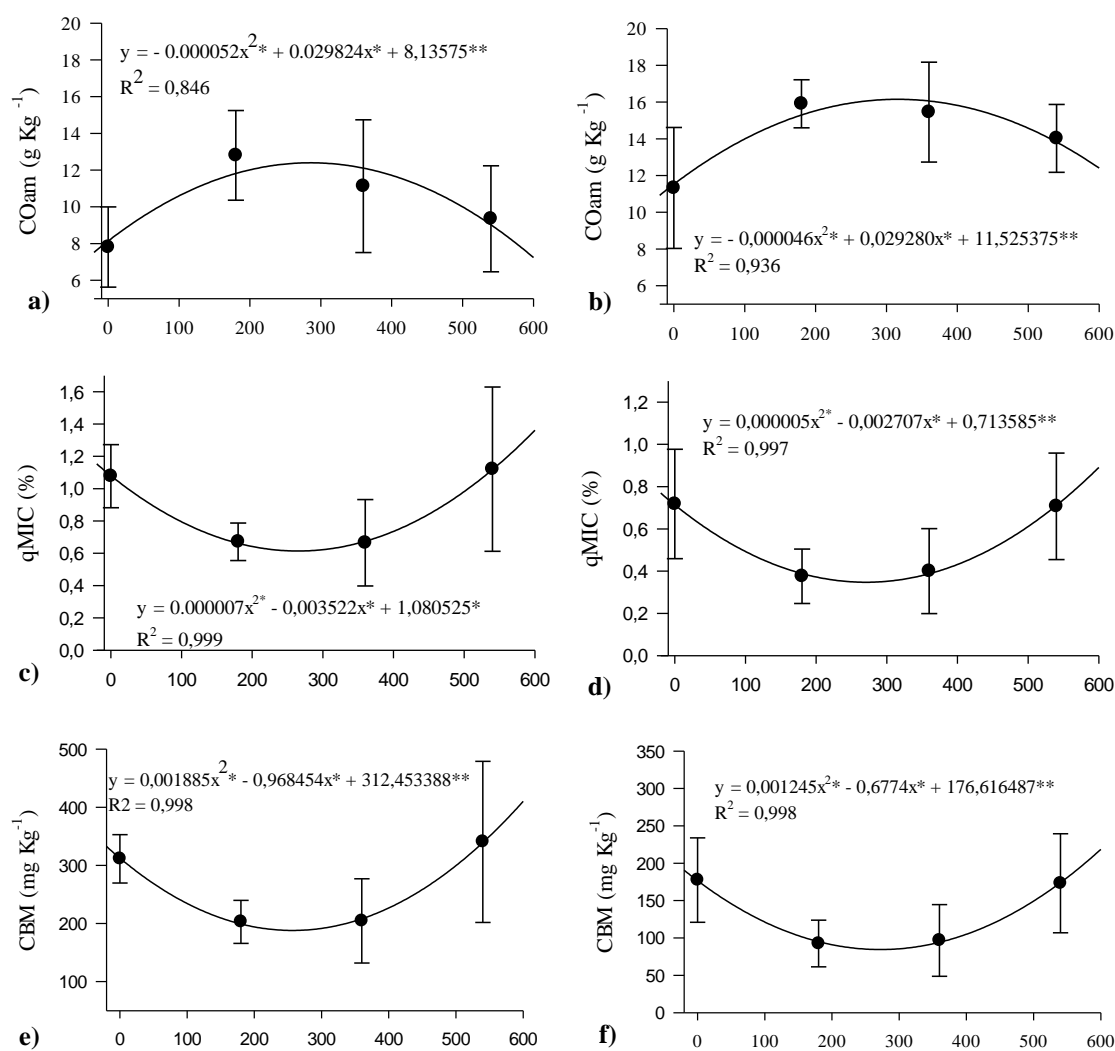


Figura 8 - COam 0-20 (a) e 20-40 (b), 0-20 (c) e 20-40 (d), CBM 0-20 (e) e 20-40 (f) cm de solo cultivado com *U. brizantha* e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos. * significativo a 5% e ** significativo a 1%

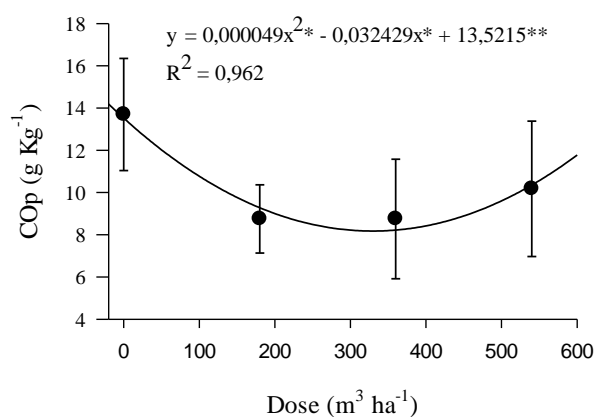


Figura 9 - COP na profundidade 20-40 cm de solo cultivado com *U. brizantha* e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos. * significativo a 5% e ** significativo a 1%

Os teores de COT tiveram comportamento semelhante nas duas profundidades, variando de 29,11 a 31,48 g kg⁻¹ na camada superficial (Tab. 3) e de 24,20 a 25,02 g kg⁻¹ em subsuperfície (Tab. 4). Em um estudo na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba, com solos do Cerrado, Rosa et al. (2014), avaliou o teor de COT para 80 amostras de solo, 40 delas cultivados sob pastagens degradadas, e outras 40 sob pastagens melhoradas. Os teores de COT variaram de 12,2 a 39,0 g kg⁻¹ na camada 0 – 20 cm para as pastagens melhoradas, e de 8,0 a 31,5 g kg⁻¹ nas pastagens degradadas para a mesma profundidade, sendo que a média foi de 21,8 e 17,4 g kg⁻¹ para as pastagens melhoradas e degradadas, respectivamente. Pode-se inferir que o solo analisado no presente estudo apresenta teor de COT acima da média para solos de Cerrado cultivados sob pastagem (Rosa et al., 2014).

Tabela 5 - Frações do carbono do solo nas camada de 0-20 cm de profundidade, em área de pastagem de *U. brizantha* irrigada com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos (médias \pm desvio-padrão; n=4)

Variáveis avaliadas	----- Doses de efluente -----				
	CV (%)	D0	180 m ³ ha ⁻¹	360 m ³ ha ⁻¹	540 m ³ ha ⁻¹
COT (g.kg ⁻¹)	7,45	29,11 \pm 2,08	30,21 \pm 2,08	31,48 \pm 3,04	30,75 \pm 2,49
CBM (mg.kg ⁻¹)	30,36	311,26 \pm 41,55	202,80 \pm 36,96	204,54 \pm 72,50	340,41 \pm 138,50
Q mic (%)	7,63	1,08 \pm 0,20	0,67 \pm 0,12	0,67 \pm 0,27	1,12 \pm 0,51
COp (g.kg ⁻¹)	14,38	21,31 \pm 1,20	17,41 \pm 3,38	20,36 \pm 2,07	21,40 \pm 4,15
COam (g.kg ⁻¹)	26,22	7,81 \pm 2,18	12,80 \pm 2,44	11,12 \pm 3,61	9,35 \pm 2,89

Tabela 6 - Frações do carbono do solo nas camada de 20-40 cm de profundidade, em área de pastagem de *U. brizantha* irrigada com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos (médias \pm desvio-padrão; n=4)

Variáveis avaliadas	----- Doses de efluente -----				
	CV (%)	D0	180 m ³ ha ⁻¹	360 m ³ ha ⁻¹	540 m ³ ha ⁻¹
COT (g.kg ⁻¹)	4,91	25,02 \pm 1,47	24,66 \pm 0,35	24,20 \pm 0,21	24,20 \pm 1,64
CBM (mg.kg ⁻¹)	41,14	177,44 \pm 56,19	92,56 \pm 31,17	96,63 \pm 47,90	173,17 \pm 66,16
Q mic (%)	7,32	0,72 \pm 0,26	0,38 \pm 0,13	0,40 \pm 0,20	0,71 \pm 0,25
COp (g.kg ⁻¹)	25,04	13,70 \pm 2,65	8,75 \pm 1,61	8,75 \pm 2,83	10,18 \pm 3,20
COam (g.kg ⁻¹)	16,06	11,32 \pm 3,30	15,90 \pm 1,31	15,45 \pm 2,72	14,02 \pm 1,85

Em comparação com a adubação mineral, tem se a indicação que o uso prolongado de dejetos líquidos de suínos é eficiente em aumentar os teores de COT do solo (Mafra et al., 2014). Esses autores conduziram um experimento de longa duração (11 anos) em

Campos Novos-SC, em um Latossolo cultivado com a sucessão aveia preta/milho em SPD, utilizando a aplicação de dejetos líquidos em doses de 50, 100 e 200 m³ha⁻¹ em comparação com adubação mineral (NPK). As taxas de fixação de C no solo para estes tratamentos foram de 1,17; 1,59 e 1,69 g ha⁻¹ por ano na camada de 0-20 cm, enquanto que para os tratamentos com adubo solúvel essa taxa foi de 0,72 g ha⁻¹ por ano. Ainda testaram a dose de 25 m³ha⁻¹ e o tratamento sem adubação, que obtiveram taxas de fixação de C de 0,64 e - 0,21 g ha⁻¹ por ano, respectivamente, ao final dos 11 anos de avaliação. Além disso, verificaram que o uso dos DLS também aumentou a adição de C pela fitomassa dos cultivos (milho e aveia-preta), assim como os coeficientes de humificação e de mineralização de COT do solo, em comparação com a adubação mineral.

Por outro lado, a adição de dejetos sólidos de suínos se mostram mais eficazes no aumento do teor de C dos solos em comparação com DLS. Em estudo realizado por Morales et al. (2016), no município de Braço do Norte, SC, os autores avaliaram os teores de COT após nove anos de aplicações sucessivas de DLS e CSS (cama sobreposta de suínos). Os tratamentos com a aplicação de DLS foram responsáveis por incrementos de até 11% no valor do COT em relação à testemunha, enquanto que nos tratamentos com CSS os incrementos foram de até 58 %. Os resultados demonstram que as aplicações de dejetos suínos em longo prazo incrementaram o teor de matéria orgânica, principalmente quando aplicados na forma de CSS.

De forma semelhante, Comin et al. (2013), num estudo de longo prazo no estado de Santa Catarina, avaliaram o efeito da aplicação contínua de dejetos líquido e sólido de suíno sobre o teor de carbono orgânico total (COT) e as propriedades físicas do solo. Após 8 anos de aplicação observaram que os tratamentos com dejetos sólidos aumentaram as taxas de agregação e a estabilidade dos agregados nas camadas de 10-15 e 15-20 cm, favoreceram a macroporosidade nas camadas de 0-5 e 15-20 cm e reduziu a resistência a penetração em até 34%, indicando redução da compactação. Já a adição de dejetos líquidos durante 8 anos sucessivos não alteraram o teor de C total do solo ou as características físicas analisadas no estudo.

A adição de dejetos sólidos podem promover maiores incrementos de C ao solo, já que possuem maiores teores de matéria orgânica e compostos de C recalcitrantes com baixa taxa de mineralização (Giacomini et al., 2008). Já no caso da aplicação de DLS, os incrementos no teor de C do solo parecem estar condicionados à resposta das plantas, já que a baixa concentração de C no efluente (342,78 mg L⁻¹), assim como a baixa relação

C:N (0,45), que faz com que o C seja rapidamente mineralizado, indica que os incrementos de C não são provenientes do efluente. Dessa forma, a irrigação realizada com a aplicação de DLS pode promover estímulo à produção vegetal, incrementando C através da produção de fitomassa e liberação de exsudatos radiculares. Sendo assim, os efeitos tendem a não ser imediatos como na aplicação de dejetos sólidos.

As frações granulométricas do C no solo (COp e COam) tiveram comportamento inverso uma da outra, sendo que para o COp, na profundidade 20 – 40 cm, apresentou um ajuste quadrático, com o ponto de mínimo teor de Cop para uma dose de $330,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Já o COam, apresentou um ajuste quadrático, com ponto de máximo teor na dose de $286,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para profundidade de 0 – 20 e $318,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para profundidade de 20 – 40 cm. Embora a análise de regressão indique estas tendências, o tratamento controle apresentou maior valor para o COp (21,31 e 13,70 g kg⁻¹, para 0-20 e 20-40 cm, respectivamente) e menor valor de COam (7,81 e 11,32 g kg⁻¹, para 0-20 e 20-40 cm, respectivamente) em comparação aos valores observados para os tratamentos que receberam aplicação de efluente (Tab. 3 e 4), exceto para o COp 0-20 na dose de $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (21,40 g kg⁻¹). Sendo assim, a aplicação de efluente de biodigestor (principalmente na dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) parece estimular a transferência de C da fração mais lábil (COp) para a fração mais recalcitrante (COam), sem que haja necessariamente aumento nos teores de COT. Dessa forma, aumentos nos teores de COT seriam observados à longo prazo, já que havendo transferência do C para a fração mais recalcitrante haverá sequestro de C no solo.

Lima et al. (2016), na comparação de diferentes sistemas de cultivo em um Latossolo Vermelho, encontrou correlação positiva para as três profundidades analisadas entre o COam e COT, inferindo que a estabilização da MO (matéria orgânica) e, consequentemente aumentos nos teores do COam, é fundamental para o aumento dos teores de COT no solo. Por outro lado, seria precipitado inferir que houve estabilização da MO no curto período de experiência do estudo, situação não relatada frequentemente na literatura (Rossi et al., 2012; Sousa et al., 2015, Mafra et al., 2015).

Este efeito ficou mais evidenciado na profundidade de 20 – 40 cm, em relação a 0 – 20 cm, onde todas as parcelas irrigadas apresentaram menores valores para COp e maiores para COam em relação ao tratamento controle. Isso é possível devido o resíduo ser líquido, podendo chegar à camadas mais profundas e influenciar também além da superfície do solo, ocasionando também o efeito já citado nas culturas. Os sistemas conservacionistas, como as pastagens bem manejadas, tendem a favorecer o acúmulo de

C estável no solo, já que consistem em sistemas com menos perturbação ao solo (revolvimento) e maior adição de matéria orgânica (Martins et al., 2009). O processo de humificação, importante para a estabilização da MO, ocorre após a degradação de frações lábeis da MO (Dick et al., 2009), que por sua vez, podem ser aceleradas pela adição de fertilizantes nitrogenados (Kuzyakov et al., 2000; Kuzyakov, 2010).

O CBM demonstrou comportamentos semelhantes nas duas profundidades analisadas, ambas com ajuste quadrático. É possível observar uma tendência de redução na primeira dose ($180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) em comparação com o controle e, aumento nas doses seguintes (360 e $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Uma hipótese que explicaria esse resultado seria de que a aplicação de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ do efluente de biodigestor provocou, no primeiro momento, crescimento da biomassa microbiana, estimulada pela presença de compostos orgânicos facilmente degradáveis pela microbiota; porém, este efeito se deu antes mesmo da amostragem do solo. No momento da amostragem, esse efeito não foi notado pois os nutrientes imobilizados na biomassa microbiana foram novamente mineralizados e absorvidos pelas plantas. O CBM foi analisado por Assis et al. (2003) aos 15, 30, 45, 60 e 75 dias após a aplicação de 30 kg ha^{-1} de N, e foi observado 20% de redução em comparação com o tratamento onde não houve aplicação de N. Neste mesmo estudo, mesmo o CBM tendo saldo negativo em relação ao tratamento controle, houve um pico aos 15 dias após a aplicação, e constante redução até os 60 dias. Outros estudos também mostraram aumento do CBM nos primeiros 15 dias após incremento de N ao solo (Constantini et al. 1998, Tarafdar et al. 2001), reduzindo drasticamente a partir daí.

No presente estudo, acredita-se que com o aumento das doses de efluente, o N passou a ser menos limitante, resultando em uma menor competição entre a biomassa microbiana e as plantas por este nutriente. A dose de $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ promoveu maior acúmulo de NO_3^- e NH_4^+ em relação as demais doses nas duas profundidades analisadas (Tab. 5 e 6), e em consequência disto houve um efeito residual de N que pôde estimular a biomassa microbiana até a época de amostragem do solo. Portanto, possivelmente na menor dose ($180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) houve uma incorporação rápida do N e C pela microbiota, resultando em aumento pontual do CBM logo após a adição do efluente e redução posterior, motivada pela competição por N entre a biomassa microbiana e a planta (Jenkinson et al. 1990). Com o aumento das doses (360 e $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) o N passou a suprir a demanda inicial da planta e da microbiota, causando um efeito cascata de estimulação mútua entre rizosfera e microbiota, não havendo portanto competição pelo nutriente.

A atividade microbiana foi avaliada por Nogueira et al. (2011), no município de Lins (SP), com a aplicação de efluente de esgoto tratado em pastagem de tifton-85. Na época chuvosa, em comparação com o tratamento controle (sem fertilização ou irrigação) e com o tratamento irrigado com água, a aplicação de efluente não influenciou no CBM, obtendo valores médios de 385 mg kg^{-1} para a profundidade 0 – 10 cm. Na estação seca o tratamento com aplicação de efluente superou em mais de 100 % os demais tratamentos, obtendo valores de CBM próximos a 800 mg kg^{-1} . Os tratamentos com DLS avaliados por Morales et al. (2016) foram superiores ($\sim 560 \text{ mg kg}^{-1}$) aos tratamentos fertilizados com uréia ($\sim 380 \text{ mg kg}^{-1}$), porém, estatisticamente semelhantes ao tratamento sem aplicação ($\sim 500 \text{ mg kg}^{-1}$). Plaza et al. (2007), relataram que o CBM em solos com aplicação de DLS apresenta aumento nos primeiros dias, com decréscimos graduais para valores próximos ao tratamento controle entre 45 e 60 dias. Os autores acrescentaram que a primeira fase de crescimento de biomassa está ligada à degradação de compostos lábeis, sugerindo que adições sucessivas de dejetos líquidos estimulam temporariamente os microrganismos do solo. Os valores de CBM encontrados no presente estudo estão de acordo com uma meta-análise realizada para diversos biomas brasileiros; em pastagens no cerrado os valores variaram de 87,0 a $500 \text{ mg de C por kg de solo}$ (Kaschuk et al., 2010).

O comportamento do Q mic (quociente microbiano) foi semelhante para as duas profundidades analisadas, havendo uma tendência de redução na primeira dose ($180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e aumento nas doses seguintes. De acordo com Jakelaitis et al. (2008), valores de Q mic inferiores a 1% indicam que existe algum fator limitante à atividade microbiológica no solo. Desse modo, considerando a camada superficial, os valores de Q mic encontrados para as doses de 180 e $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (0,67 %) indicam que a eficiência dos microrganismos na utilização dos compostos orgânicos nestas doses é baixa, sendo favorecida apenas na dose de $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Os resultados do Q mic ressaltam o que foi observado para o CBM, onde as doses de 180 e $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ não favoreceram o crescimento microbiano. A meta análise realizada por Kaschuk et al. (2010) apresentou valores de 0,5 a 2,6 % para o Q mic em pastagens do cerrado.

6.3. Dinâmica do nitrogênio no solo em função das doses de efluente aplicadas

O comportamento das variáveis ligadas ao ciclo do nitrogênio foi influenciado pela aplicação de doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos, sendo os maiores efeitos observados na camada de 20 a 40 cm de profundidade, exceto para o nitrogênio

disponível (NDisp). Na camada superficial, o nitrogênio total (NT), o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), a relação NBM/NT, o NDisp, o amônio (NH_4^+) e o nitrato (NO_3^-) não apresentaram ajuste linear ou quadrático em função das doses de efluente de biodigestão de dejetos de suínos aplicadas na pastagem de *U. brizantha*. Todas as demais variáveis, exceto o NDisp, apresentaram ajustes lineares ou quadráticos para a profundidade de 20 – 40 (Fig. 11), Npart e Nam também apresentaram ajustes na profundidade 0-20 cm (Fig. 10).

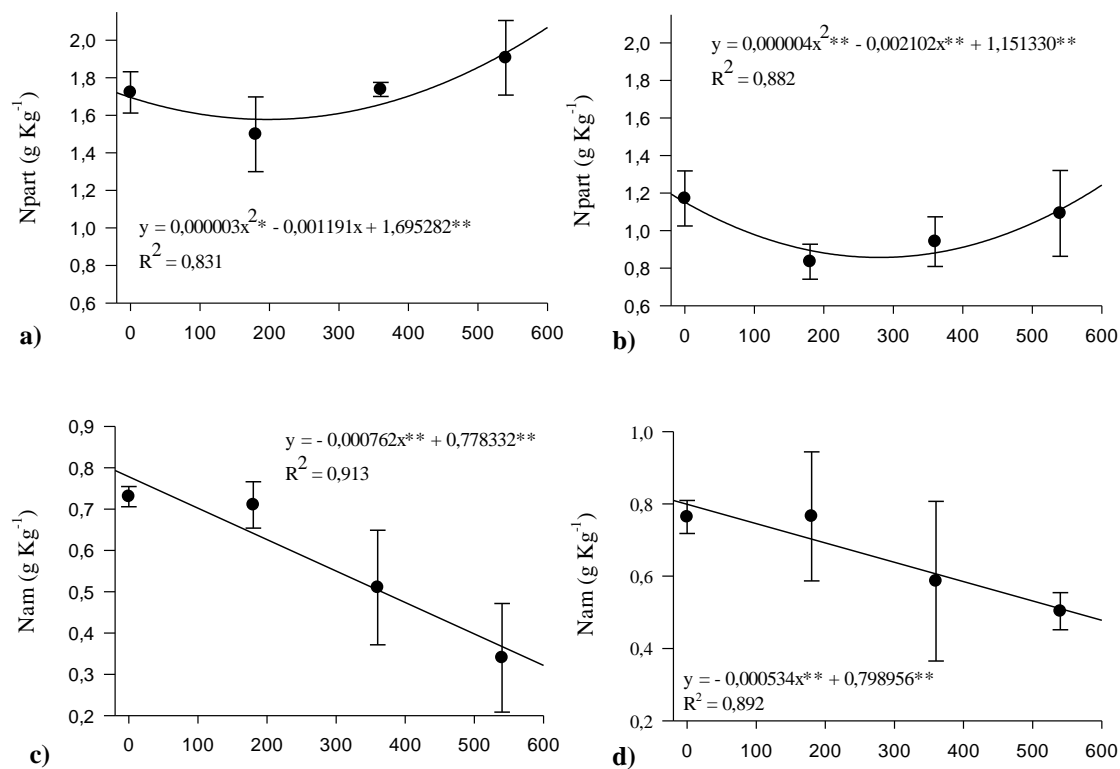


Figura 10 - Npart 0-20 (a) e 20-40 (b) e Nam 0-20 (c) e 20-40 (d) cm de profundidade de solo cultivado com *U. brizantha* e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.

* significativo a 5% e ** significativo a 1%

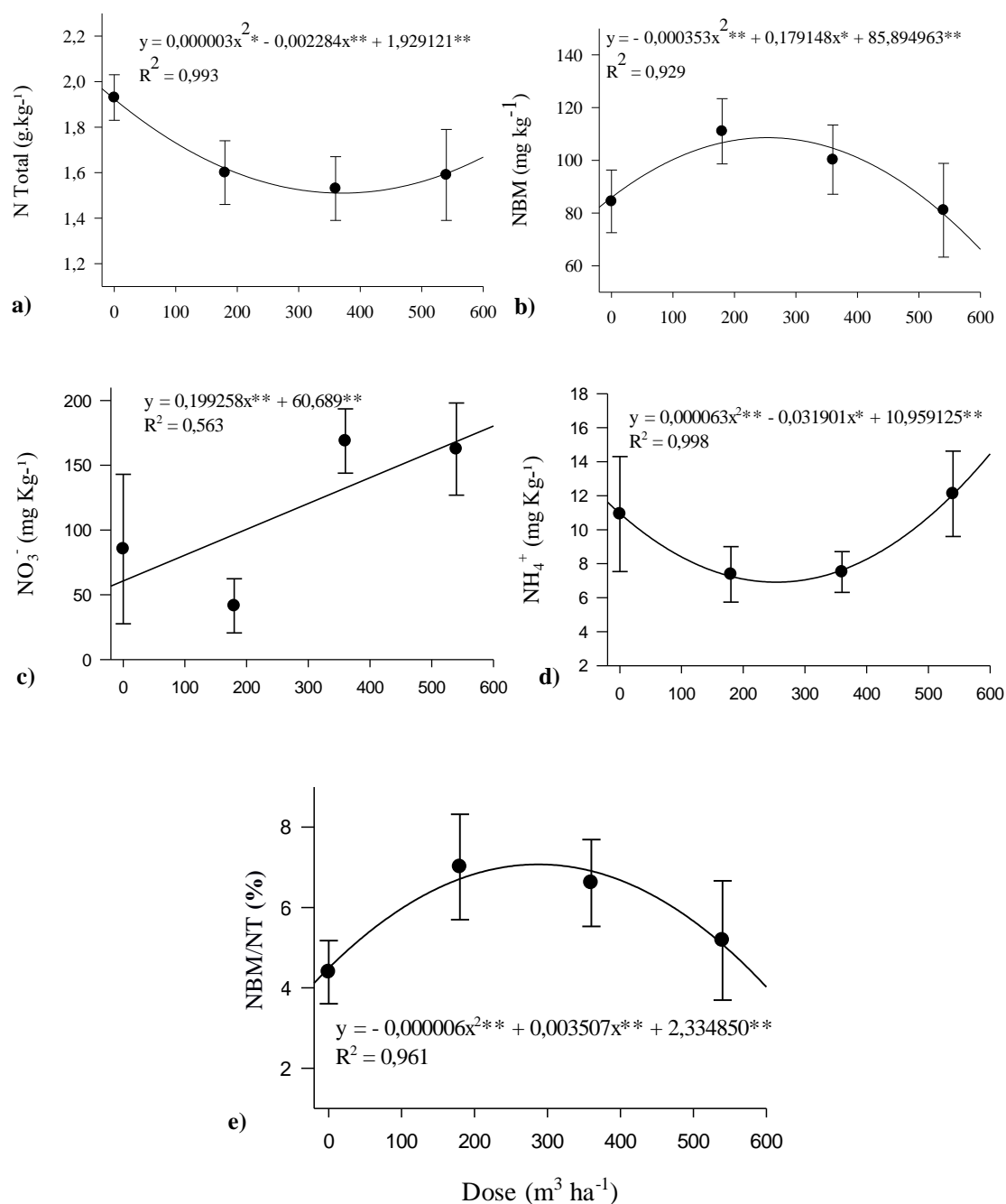


Figura 11 - NT (a), NBM (b), NO_3^- (c), NH_4^+ (d) e NBM/NT (e) na profundidade 20-40 cm de solo cultivado com *U. brizantha* e irrigado com doses crescentes de efluente da biodigestão de dejetos de suínos
* significativo a 5% e ** significativo a 1%

O NT, nas duas profundidades analisadas, apresentou comportamento semelhante ao da distribuição do COT, com maiores teores encontrados na camada superficial do solo, variando de 2,21 a 2,45 g kg^{-1} nesta camada (Tab. 7). A ausência de efeito na camada 0 – 20 pode estar relacionada com os teores de COT, que também permaneceram inalterados, já que a MO é o maior compartimento de N do solo, correspondendo por

cerca de 98% do NT (Stevenson, 1994). Após nove anos de aplicações de dejetos sólidos de suínos, Morales et al. (2016), encontraram aumentos de até 70 % no NT do solo associado com aumentos de 58 % no COT. Para os DLS, os autores também encontraram incrementos durante o mesmo período de avaliação, sendo de 11 % para o COT e de 26 % para o NT. Sendo assim, modificações relevantes nos teores de N total seriam acompanhadas por alterações nos teores de C no solo. Portanto, o N aportado pela aplicação de efluente, por já estar predominantemente na forma mineral, não deve contribuir diretamente para os aumentos dos teores de NT no solo sem antes ser restituído à biomassa vegetal.

Tabela 7 – Frações do nitrogênio do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, em área de pastagem de *U. brizantha* irrigado com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos. Valores médios e desvio padrão

Variáveis avaliadas	CV (%)	----- Doses de efluente -----			
		D0	180 m ³ ha ⁻¹	360 m ³ ha ⁻¹	540 m ³ ha ⁻¹
N TOTAL (g.kg ⁻¹)	6,14	2,45 ± 0,13	2,21 ± 0,17	2,25 ± 0,12	2,24 ± 0,16
NBM (mg.kg ⁻¹)	13,09	48,92 ± 6,25	39,61 ± 6,61	42,93 ± 7,08	38,54 ± 5,32
N PART (g.kg ⁻¹)	9,69	1,72 ± 0,11	1,49 ± 0,20	1,73 ± 0,04	1,91 ± 0,20
NAM (g.kg ⁻¹)	17,37	0,73 ± 0,02	0,71 ± 0,06	0,51 ± 0,14	0,34 ± 0,13
N-NO ₃ (mg.kg ⁻¹)	28,93	137,25 ± 118,49	69,96 ± 24,28	131,57 ± 42,62	139,49 ± 22,56
N-NH ₄ (mg.kg ⁻¹)	41,20	10,36 ± 3,31	6,04 ± 3,22	7,93 ± 2,31	10,45 ± 3,49
N DISP (mg.kg ⁻¹)	21,20	75,28 ± 5,13	70,76 ± 5,62	77,13 ± 19,15	63,85 ± 31,05
NBM/ NT (%)	3,75	2,00 ± 0,21	1,79 ± 0,28	1,91 ± 0,30	1,72 ± 0,24

Já na profundidade de 20 – 40 cm o NT apresentou um ajuste quadrático, com o menor teor estimado na dose de 380,7 m³ ha⁻¹ (Fig. 11). Possivelmente esse comportamento está relacionado ao comportamento da MO particulada, avaliada pelo COp e Npart. Essas duas variáveis apresentaram também, na profundidade de 20 – 40, comportamento quadrático, indicando a ocorrência de um teor mínimo de Npart para uma dose estimada de 262,7 m³ ha⁻¹. Assim, o efeito priming ocasionado com a adição de N prontamente disponível, pode ter estimulado a microbiota a buscar C na matéria orgânica lábil, sendo também responsável pela mineralização do N presente naquela fração, que representou a redução do NT.

Tabela 8 - Frações do nitrogênio do solo na camada de 20-40 cm de profundidade, em área de pastagem de *U. brizantha* irrigado com doses de efluente da biodigestão de dejetos de suínos. Valores médios e desvio padrão

Variáveis avaliadas	CV (%)	----- Doses de efluente -----			
		D0	180 m ³ ha ⁻¹	360 m ³ ha ⁻¹	540 m ³ ha ⁻¹
NTOTAL (g.kg ⁻¹)	9,27	1,93 ± 0,10	1,60 ± 0,14	1,53 ± 0,14	1,59 ± 0,20
NBM (mg.kg ⁻¹)	13,50	84,45 ± 11,89	111,04 ± 12,37	100,26 ± 13,13	81,08 ± 17,77
N PART (g.kg ⁻¹)	14,59	1,17 ± 0,15	0,83 ± 0,09	0,94 ± 0,13	1,09 ± 0,23
N DISP (mg.kg ⁻¹)	33,52	57,43 ± 25,76	55,61 ± 7,65	50,71 ± 11,39	46,90 ± 14,32
N-NO ₃ (mg.kg ⁻¹)	20,58	85,32 ± 57,69	41,45 ± 20,91	168,72 ± 24,85	162,46 ± 35,56
N-NH ₄ (mg.kg ⁻¹)	25,40	10,92 ± 3,38	7,37 ± 1,63	7,51 ± 1,20	12,11 ± 2,51
NAM (g.kg ⁻¹)	19,46	0,76 ± 0,05	0,77 ± 0,18	0,59 ± 0,22	0,50 ± 0,05
NBM/ NT (%)	7,97	4,39 ± 0,78	7,01 ± 1,31	6,61 ± 1,08	5,18 ± 1,48

O NBM, na profundidade de 20 – 40 cm apresentou um ajuste quadrático com ponto de máximo teor de 108,6 mg kg⁻¹, na dose estimada de 253,75 m³ ha⁻¹, o tratamento controle e a dose de 360 m³ ha⁻¹ foram semelhantes entre si e entre as demais (Tab. 8). Isso mostra que a incorporação de N pela biomassa microbiana foi estimulada apenas na dose de 180 m³ ha⁻¹, e que a dose de 540 m³ ha⁻¹ afetou negativamente esta variável, com diferença de 27% entre as elas. Interessante notar que este comportamento do NBM foi inverso do CBM na mesma profundidade, o que pode estar relacionado com uma mudança na comunidade microbiana do solo, prevalecendo aquelas com menor relação C/N na sua composição.

A ausência de resposta no NBM na profundidade 0 – 20 cm pode estar relacionado com a movimentação do nitrogênio no perfil, especialmente na forma de NO₃⁻, limitando a incorporação de N pela microbiota nesta camada, em função do aumento das doses de efluente. Possivelmente, o N aplicado foi lixiviado para camadas mais profundas ou rapidamente assimilado pelas plantas. Na profundidade de 20 – 40 cm o comportamento observado possivelmente é explicado pela menor oferta de C (Figura 5 e 6) em relação à camada superficial, sendo o C limitante ao processo de imobilização com o aumento das doses, uma vez que sua demanda pela microbiota é mais elevada do que a de N (Moreira e Siqueira, 2006), não sendo suficiente o aporte acrescido pelo efluente. O C do solo neste caso, representaria uma reserva disponibilizada paulatinamente, ao contrário dos nutrientes do efluente, que são disponibilizados com maior rapidez.

A incorporação de N na biomassa microbiana é importante do ponto de vista da perda de N, pois as formas minerais de N (NO_3^- e NH_4^+) são fracamente retidas pelas cargas do solo e estão sujeitas a lixiviação e volatilização. Havendo disponibilidade de C no solo o nitrogênio na forma amoniacal é rapidamente assimilado pelos microrganismos à biomassa microbiana (Cantarella, 2007). Porém, no presente estudo, acredita-se que a adição do efluente, rico em N amoniacal (85% do N do efluente), juntamente com o efeito estimulador causado na microbiota, limitaram a oferta de C prontamente disponível na camada de 20 – 40 cm. Nesta situação, a alta concentração de substrato para os microrganismos nitrificadores favoreceu a sua atividade, oxidando amônio (NH_4^+) à nitrato (NO_3^-) (Cantarella, 2007). Portanto, a nitrificação ocorreu preferencialmente à imobilização a partir da dose de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. O processo de imobilização de N pela biomassa microbiana, do ponto de vista ambiental e agrícola, é mais vantajoso que a nitrificação, pois resulta em menor quantidade de NO_3^- no solo, reduzindo o potencial de perda por lixiviação ou desnitrificação (Giacomini et al., 2013).

Os efeitos da aplicação de efluente no amônio e nitrato do solo tiveram comportamento semelhante para as duas profundidades analisadas, porém, na camada mais profunda (20-40 cm) o ajuste quadrático (NH_4^+) e linear (NO_3^-) significativo para as variáveis analisadas evidenciaram o efeito da aplicação do efluente. Para o NH_4^+ a regressão (Fig. 11 d) demonstrou redução na primeira dose ($180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e aumento nas doses seguintes, tendo comportamento inverso ao NBM na mesma profundidade (Fig. 11 b). Como já foi dito anteriormente, o aporte de nitrogênio amoniacal devido a aplicação de efluente ocasiona maior quantidade de substrato disponível para os microrganismos nitrificantes, convertendo NH_4^+ em NO_3^- . Porém, o nitrogênio amoniacal também pode ser incorporado pela biomassa microbiana, imobilizando temporariamente o N ou mesmo absorvido pela pastagem. Com a adição da dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a imobilização do N pode ter sido favorecida pela disponibilidade de C solúvel no ambiente (Cantarella, 2007). O aumento das doses promoveu um desbalanço entre a quantidade de N e C disponível no solo, sendo que o C passou a ser limitante para o processo de imobilização, favorecendo a partir daí a nitrificação, levando a um acúmulo maior de NO_3^- nas doses onde não houve incorporação do N à biomassa microbiana (360 e $540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), e tendo também possivelmente superado a demanda de N exigida pela pastagem no período.

Em estudo no estado do PR, num Latossolo vermelho distroférrico, Vielmo (2008) testou a aplicação de 4 doses de dejetos líquidos de suinocultura (0, 40, 80 e $160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$)

em pastagem de tifton 85, encontrando aumento linear do N-mineral do solo na camada de 0-20 cm, variando de 37 a 55 g kg⁻¹ de N entre a menor e a maior dose (0 – 160 m³ ha⁻¹), respectivamente.

6.4. Volatilização de amônia em função das doses de efluentes aplicadas

Na tabela 9 são mostrados os valores da volatilização parcial de NH₃ (amônia) nos três períodos analisados (3, 6 e 9 dias após a aplicação do efluente); assim como a perda acumulada durante toda a avaliação e a perda relativa à quantidade de N aplicado em cada um dos tratamentos. A volatilização de NH₃ não aumentou significativamente com o aumento das doses aplicadas, diferindo apenas no tratamento controle (dose 0 m³ ha⁻¹). O pico da volatilização nas três doses analisadas se deu até o terceiro dia após a aplicação do efluente, onde a perda de N foi de 12,19; 11,40 e 11,29 kg ha⁻¹ para as doses de 60, 120 e 180 m³ ha⁻¹, respectivamente. Para o tratamento controle a volatilização nesse período foi de 0,34 kg ha⁻¹ de N. Após o terceiro dia da aplicação as perdas diminuíram acentuadamente nos tratamentos com a aplicação de efluente (Fig. 12a), se assemelhando estatisticamente ao tratamento controle. O pH do solo na camada de 0 -20 variou de 5,6 (tratamento controle) a 5,9 (360 m³ ha⁻¹), com média de 5,7 e, para a camada de 20 – 40 cm, a variação foi de 4,8 (540 m³ ha⁻¹) a 5,2 (360 m³ ha⁻¹), com média de 5,0. Isso indica que para essas condições de acidez, o nitrogênio amoniacal tende a permanecer na forma protonada, de NH₄⁺ (Victoria et al., 1992).

Tabela 9 - Volatilização de amônia parcial, acumulada e relativa. Valores médios e desvio padrão

Avaliação	CV (%)	Controle	60 m ³ ha ⁻¹	120 m ³ ha ⁻¹	180 m ³ ha ⁻¹
		----- kg ha ⁻¹ -----			
1 – 3º dia	46,12	0,34 b ± 0,67	12,19 a ± 6,53	11,40 a ± 3,15	11,29 a ± 0,76
4 – 6º dia	68,00	0,67 a ± 0,45	0,89 a ± 1,03	1,79 a ± 0,73	1,12 a ± 0,45
7 – 9º dia	71,83	0,22 a ± 0,45	0,45 a ± 0,52	1,12 a ± 0,45	1,12 a ± 0,45
Acumulado		1,23	13,53	14,31	13,53
N aplicado / N Vol (%)		-	28,21	14,92	9,40

Avaliando a volatilização de NH₃ em função da aplicação de dejetos líquidos de suínos, Basso et al. (2004), realizaram 13 determinações no intervalo de 6 dias, encontrando picos de volatilização 24 horas após a aplicação do dejetos no mês de fevereiro e de 48 horas para o mês de dezembro. Segundo os autores essa diferença pode

ter se dado devido as maiores temperaturas registradas no mês de fevereiro em comparação com o dezembro. O estudo de Basso et al. (2004) mostrou que cerca de 80% da volatilização acumulada durante o período de avaliação foi medida nos três primeiros dias após a aplicação do dejetos. Esse comportamento foi observado também por Gonzatto et al. (2013) com a aplicação de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS, onde 80% da volatilização acumulada durante doze dias de avaliação foi observada nas primeiras 22 horas após a aplicação; e por Meade et al. (2011), que constataram que 95% das emissões de NH_3 ocorreram nas primeiras 24 horas após a aplicação de DLS.

Esse comportamento observado pelos autores citados, assim como no presente estudo, ressalta que a grande concentração de N-NH_4^+ em relação ao N total do efluente ($\sim 85\%$) favorece a volatilização logo após a aplicação, já que a presença de NH_4^+ é um dos principais fatores que favorecem este processo (Sommer e Hutchings, 2001). Além do N amoniacal, o aumento temporário do pH logo após a aplicação do efluente contribuem para o aumento da volatilização, sendo que este efeito é minimizado a medida que NH_4^+ é dissociado em $\text{NH}_3 + \text{H}^+$ (Sommer et al., 2003; Mkhabela et al., 2009).

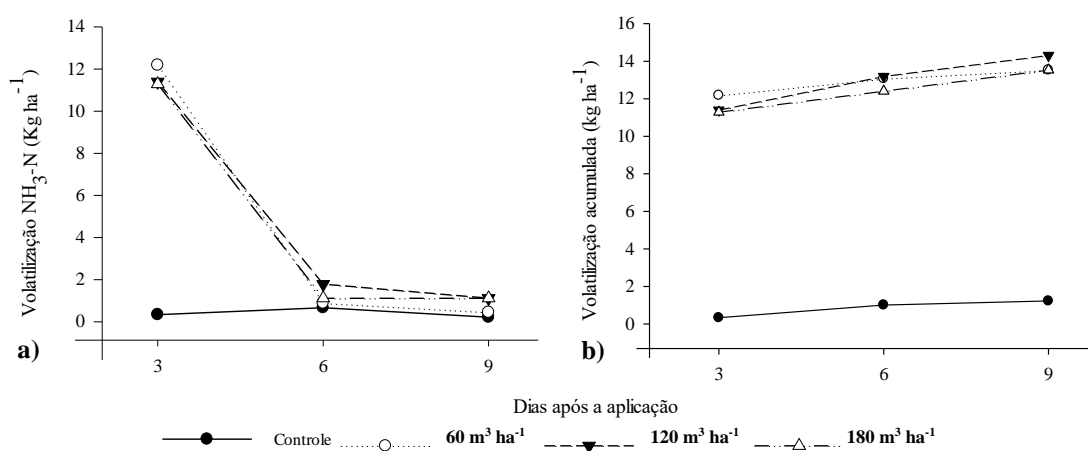


Figura 12 -Volatilização de N-NH₃ parcial (a) e acumulada (b) em função das doses de efluente aplicadas

As perdas acumuladas de N via volatilização de NH_3 durante a avaliação foram de $1,23 \text{ kg ha}^{-1}$ para o tratamento controle e de $13,53$; $14,31$ e $13,53 \text{ kg ha}^{-1}$ para as doses de 60 , 120 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. O resultado encontrado contraria a hipótese inicial de que o aumento das doses promoveria aumento da volatilização, assim como relatado por diversos autores (Gonzatto et al., 2013; Zhang et al., 2015; Martines et al., 2010). Outro estudo mostrou que nem sempre a volatilização de amônia varia conforme o aumento das doses (Basso et al., 2004). Os autores testaram a aplicação de 0 , 20 , 40 e

80 m³ ha⁻¹ de DLS em diferentes épocas do ano. As aplicações realizadas no mês de maio não resultaram em aumento significativo na perda de NH₃. Os autores atribuíram a ausência de resposta à baixa concentração de N no dejetos, sendo que na maior dose foi aplicado o equivalente a 88 kg ha⁻¹ de N. As temperaturas mais baixas neste período foram responsáveis pela menor decomposição do dejetos nas unidades de fermentação, resultando em menor concentração de N mineral no dejetos. No presente estudo, o aporte de N pela aplicação dos dejetos foi de aproximadamente 47,97; 95,94 e 143,90 kg para as doses de 60, 120 e 180 m³ ha⁻¹, respectivamente. As perdas representaram aproximadamente 28, 15 e 9 % do total de N aplicado, da menor para a maior dose. Possivelmente as características do solo e da planta limitaram a volatilização a uma taxa onde não foi possível observar alterações nos seus valores para as doses aplicadas. A presença da pastagem no ambiente pode promover maior infiltração de água no solo no momento da aplicação do efluente em função das suas raízes atuarem como condutoras d'água em profundidade e por promover a estabilização e agregação do solo (Lima, 2016). O carreamento do N amoniacal para maiores profundidades pode reduzir a volatilização de amônia (Gonzatto et al., 2013); além disso, a pastagem promove um anteparo contra a ação do vento e da radiação solar (Sommer et al., 2003), fatores potencializadores da emissão de amônia do solo.

7. CONCLUSÕES

1. O efluente da biodigestão de dejetos de suínos apresenta o nitrogênio como principal nutriente em sua composição. De acordo com a orientação da FAO, quanto ao grau de restrição de uso agrícola, o efluente apresenta baixo risco de salinidade e severo risco de sodificação. Ainda, de acordo com a resolução CONAMA 357/05, o efluente apresenta restrição de lançamento para corpos de água doce, salina e salobra das classes 1, 2 e 3, com possibilidade de lançamento apenas em corpos de água doce classe 4.

2. As frações granulométricas do C e do N se mostraram sensíveis ao manejo das aplicações de efluente da biodigestão de dejetos de suínos.

3. Doses entre 180 a 540 m³ ha⁻¹ promovem aumento da fração particulada de C e N nas camadas superficial e subsuperficial, bem como na concentração de NO₃⁻ e NH₄⁺, com potencial de favorecer perdas de nitrogênio por lixiviação.

4. A volatilização de NH₃ não diferiu entre as doses aplicadas, sendo a maior perda relativa observada na menor dose, de 28% do N aplicado, até o terceiro dia após a aplicação do efluente.

5. A aplicação de até 540 m³ ha⁻¹ de efluente da biodigestão de dejetos de suínos afetaram comunidade microbiana, com maior efeito na camada subsuperficial, refletindo em aumento no carbono e redução no nitrogênio da biomassa microbiana.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAM, A.; FORSTER, D. L. A primer on ammonia, nitrogen fertilizers, and natural gas markets. Columbus: The Ohio State University, 2005.
- ADELI, A. e VARCO, J.J. Swine lagoon effluent as a source of nitrogen and phosphorus for summer forage grasses. *Agronomy Journal*, v. 93, n. 5, p. 1174-1181, 2001.
- ALVIM, L. A. C.; JÚNIOR, D. R. P.; PINTO, A. R. Potencialidades de aproveitamento de resíduos da bovinocultura. In Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 3, p. 1-11, 1999.
- AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS (ASAE). Manure production and characteristics. St Joseph: ASAE, 2003.
- ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; NEVES, J.C.L. LANI, J.L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Pesquisa Aplicada Agrotecnologia*; v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.
- ARAÚJO, E.S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L.H. de B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.44, n. 7, p. 769-776, 2009.
- ASSIS, É. P. M.; CORDEIRO, M. A. S.; PAULINO, H. B.; CARNEIRO, M. A. C. Efeito da aplicação de nitrogênio na atividade microbiana e na decomposição da palhada de sorgo em solo de cerrado sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v. 33, n. 2, p. 107-112, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL (ABPA). Relatório anual 2017. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2017/>. Acesso em: 12/11/2017.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. FAO - Irrigation and drainage paper. Water quality for agriculture, (29), 156, 1994.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; HAMID, K. I.; YADA, I. F.; BARBOSA, G. M.; NAKATANI, A. S.; COYNE, M. S. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. *Science of the Total Environment*. v. 490. p.397-404, 2014.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; PAVINATO, P. S.; SILVEIRA, M. J. D. Perdas de nitrogênio de dejetos líquido de suínos por volatilização de amônia. *Ciência Rural*, 1773-1778, 2004.

BELI, E.; HUSSAR, G. J.; HUSSAR, D. H. Redução de DQO e turbidez de efluente de uma unidade suinícola empregando Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) seguido de filtro biológico e filtro de areia. *Engenharia Ambiental*, v. 7, n. 1, p. 5-19, 2010.

BIAU, A.; SANTIVERI, F.; MIJANGOS, I.; LLOVERAS, J. The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European journal of soil biology*, v. 53, p. 56-61, 2012.

BREMNER, J. M.; KEENEY, D. R. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Analytica chimica acta*, 32, 485-495, 1965.

BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G. JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.*; 17:837-842, 1985.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOT, E.T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, v.56, p.777-783, 1992.

CANTARELLA, H – VII – Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; Venegas, V.H.A.; Barros, N.F; Fontes, R.L.; Cantarutti, R.B.; Neves, J.C.L. (Ed.) *Fertilidade do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.375-470

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; DA SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. *Desenvolvimento em Questão*, v. 13, n. 32, p. 127-145, 2015.

CARVALHO, B.V.; ANGELITA, P.M.; SOTO, F.R.M. Avaliação de sistemas de gestão ambiental em granjas de suínos. *Revista Ambiente Água* v. 10, n. 1, p. 164-171, 2015.

COELHO, M. A. Z.; LEITE, S. G. F.; ROSA, M. D. F.; FURTADO, A. A. L. Aproveitamento de resíduos agroindustriais: produção de enzimas a partir da casca de coco verde. *Boletim do Centro de Pesquisa de Processamento de Alimentos [S.I.]*, v. 19, n. 1, 2005.

COMIN, J. J.; LOSS, A.; VEIGA, M. DA; GUARDINI, R.; SCHMITT, E.; OLIVEIRA, P. A. V. DE; BELLI FILHO, P.; COUTO, R. DA R.; BENEDET, L.; MULLER JÚNIOR, V.; BRUNETTO, G. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. *Soil Research*, v.51, p.459-470, 2013.

CONSTANTINI, A.; SEGAT, A.; ALMEIDA, D. L.; DE-POLLI, H. Efecto de diferentes fertilizantes sobre el carbono de biomassa microbiana, respiración y rendimiento bajo cultivo de lechuga. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33 (1): 71-76, 1998.

COOPER, J.; LOMBARDI, R.; BOARDMAN, D.; CARLIELL-MARQUET, C. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 57, p. 78-86, 2011.

COSTA, A. L.; LIMA, J. M.; NETO, M. R.; SILVA, C. A.; CANNATA, M. G. Lixiviação de nitrogênio e fósforo em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura. *Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 57(4), 396-406, 2014.

COUTO, R.R.; COMIN, J.J.; SOARES, C.R.F.S.; BELLI FILHO, P.; BENEDET, L.; MORAES, M.P.; BRUNETTO, G.; BEBER, C.L. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 48, n. 7, p.774-782, 2013.

CRIDDLE, W.D.; DAVIS, S.; PAIR, C.H.; SHOCKLEY, D.G. Methods for evaluating irrigation systems. Washington DC: Soil Conservation Service - USDA, 1956. 24p. *Agricultural Handbook*, 82

DAMASCENO, F. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DIAS, J. C. Raízes da Fertilidade. São Paulo: Calandra Editorial, 2005.

DICK, D.P.; NOVOTNY, E.H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. de F.; ALLEONI, L.R.F. (Ed.). Química e mineralogia do solo: parte II - aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.1-68.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. *Boletim Informativo BIPERS*, Concórdia, v. 10, n. 14, 31 p.; 2002.

DRUMOND, L.C.D.; ZANINI, J.R.; AGUIAR, A.P.A.; RODRIGUES, G.P.; FERNANDES, A.L.T. Produção de matéria seca em pastagem de Tifton 85 irrigada, com diferentes doses de dejetos líquidos de suíno. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 26, n. 2, p. 426-433, 2006.

EDVAN, R. L.; SANTOS, E. M.; VASCONCELOS, W. A.; SOUTO FILHO, L. T.; BORBUREMA, J. B.; MEDEIROS, G. R.; ANDRADE, A. P. Utilização de adubação

orgânica em pastagem de capim buffel (*Cenchrus ciliaris* CV. Molopo). *Archivos de Zootecnia*, v. 59, p. 499-508, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), 3º ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA SOLOS, 353 p.; 2013.

FERREIRA, D. F. SISVAR (versão 5.6): um programa para análises e ensino de estatística. *Revista Symposium (Lavras)*, v. 6, p. 36-41, 2010.

FEY, R.; LANA, M. D. C.; ZOZ, T.; RICHART, A.; LUCHESE, E. B. Relações entre lixiviação de nitrato e produção de biomassa do milho com dejetos suínos provenientes de diferentes tratamentos. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 5, n. 2, 2010.

FONTAINE, S.; BAROT, S.; BARRÉ, P.; BDIOUI, N.; MARY, B.; RUMPEL, C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450(7167), 277, 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. World fertilizer trends and outlook to 2018. Rome, 2015. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i4324e.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

FRANÇA, D.M. Impacto da aplicação de efluente obtido após biodigestão de dejetos suínos sobre a fertilidade e frações húmicas de um Latossolo do Cerrado. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2019, 63 páginas. Dissertação de mestrado.

FRANCISCO, J. P.; FOLEGATTI, M. V.; SILVA, L. B. D.; SILVA, J. B. G.; DIOTTO, A. V. Variations in the chemical composition of the solution extracted from a Latosol under fertigation with vinasse. *Revista Ciência Agronômica*, v. 47, n. 2, p. 229-239, 2016.

FRIGO, K. D. A.; FEIDEN, A.; SAMPAIO, S. C.; ALBERTON, G. C.; SCHNEIDER, L. T.; BONASSA, G.; FRIGO, E.P.; SANTOS, R. F. Treatments and utilization of swine waste in Brazil. *African Journal of Agricultural Research*, v. 12, n. 8, p. 542-549, 2017.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; BARBOSA, S. P.; MIOLA, E. C. C. Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 48(2), 211-219, 2013.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, n. 11, 1653-1661, 2006.

GIACOMINI, S. J; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v. 32, n. 1, p.195-205, 2008.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; CARVALHO MIOLA, E. C.; RECOUS, S. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, -v.32, p.2661-2668, 2008.

GIANELLO, C. Chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil, 1985.

GOMES, M. A. F.; de SOUZA, M. D.; Boeira, R. C.; de TOLEDO, L. G. Nutrientes vegetais no meio ambiente: ciclos bioquímicos, fertilizantes e corretivos. Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 2008.

GONZATTO, R. et al. Emissão de óxido nitroso após a injeção de dejetos de suínos no solo associada a um inibidor de nitrificação em plantio direto de milho. *Anais..., FERTBIO 2012*, 17 a 21 de setembro, Maceió, AL, 2012.

GONZATTO, R.; CARVALHO MIOLA, E. C.; DONEDA, A.; BARBOSA PUJOL, S.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. *Ciência Rural*, 43(9), 2013.

GONZATTO, R.; MIOLA, C. E. C.; DONEDA, A.; PUJOL, B. S.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. *Ciência Rural*, v. 43, n. 9, 2013.

GROHSKOPF, M. A; CASSOL, P. C; CORREA, J. C; MAFRA, M. S. H; PANISSON, J. Organic nitrogen in a typic hapludox fertilized with pig slurry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v. 39, n. 1, p.127-139, 2015.

GUILHERME, L. R. G.; VALE, F. R.; GUEDES, G. A. A. Fertilidade do solo: dinâmica e disponibilidade de nutrientes. Lavras: Esal, 171, 1995.

HAMILTON, A.; STAGNITTI, F.; XIONG, X.; KREIDL, S.L.; BENKE, K.K.; MAHER, P. Wastewater irrigation: the state of play. *Vadose Zone J.* 6, 823–840, 2007.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA - IPEA. Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas. Relatório de pesquisa. 2012. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/7687>. Acesso em 27/11/17.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Chuva Acumulada Mensal X Chuva (Normal Climatológica 61-90). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo/graficos>. Acesso: 03/2019.

INTERNATIONAL FERTILIZER ASSOCIATION - IFA. Ifadata, 2016. Disponível em: <http://ifadata.fertilizer.org/ucResult.aspx?temp=20160502093015>>. Acesso em: 11 jan. 2017.

JAKELAITIS, A.; SILVA, A.A.; SANTOS, J.B. & VIVIAN, R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v.38, p.118- -127, 2008.

JANZEN, H.H.; Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 399–417, 2004.

JENKINSON, D. S.; J. A. OCIO P. C. BROOKES. Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. *Soil Biology Biochemistry*. 23 (1):171-176, 1990.

KARAK, T.; BHAGAT, R. M.; BHATTACHARYYA, P. Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 42, n. 15, p. 1509-1630, 2012.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. *Plant Soil*, v.338, p. 467-481, 2011.

Kaschuk, G.; Alberton, O.; Hungria, M.. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. *Soil Biology and Biochemistry*, v.42, n.1, p.1-13, 2010.

KENNEDY, A.C.; PAPENDICK, R.I. Microbial characteristics of soil quality. *J. Soil Water Conserv.* v. 50, p. 243–248, 1995.

KHEYRODIN, H.; GHAZVINIAN, K.; TAHERIAN, M. Tillage and manure effect on soil microbial biomass and respiration, and on enzyme activities. *African Journal of Biotechnology*, v. 11, n. 81, p. 14652-14659, 2012.

KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. In: SIMPÓSIO GOIANO DE SUINOCULTURA, 2.; Goiânia. Seminários técnicos de suinocultura. Goiânia: Avesui Centrooeste, p. 56 – 64, 2005.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. O. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. *Cadernos de Ciência Tecnologia*, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. *Revista de Política Agrícola*, v.15, n.3, p.28-35, 2006.

KUZYAKOV, Y. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, v.42, p.1363-1371, 2010.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, v.32, p.1485-1498, 2000.

LIMA, C. E. P.; FONTENELLE, M. R.; MADEIRA, N. R.; DA SILVA, J.; GUEDES, Í. M. R.; SILVA, L. R. B.; SOARES, D. C. Compartimentos de carbono orgânico em Latossolo cultivado com hortaliças sob diferentes manejos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51(4), 378-387, 2016.

LIMA, F. E. Perda de solo e infiltração de água em diferentes sistemas de cultivo. 2016. 68 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2016.

LOPES, M.M.; SALVIANO, A.A.C.; ARAÚJO, A.S.F.; NUNES, L.A.P.L.; OLIVEIRA, M.E. Changes in soil microbial biomass and activity in different Brazilian pastures. *Spanish Journal of Agricultural Research*, v. 8, n. 4, p. 1253-1259, 2010.

MAFRA, M. S. H; CASSOL, P. C; ALBUQUERQUE, J. A; CORREA, J. C; GROHSCOPF, M. A; PANISSON, J. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. v.49, n.8, p.630-638, 2014.

MAFRA, M. S. H; CASSOL, P. C; ALBUQUERQUE, J. A; GROHSCOPF, M. A; ANDRADE, A. P; RAUBER, L. P; FRIEDERICH, A. Organic carbon contents and stocks in particle size fractions of a typical hapludox fertilized with pig slurry and soluble fertilizer. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v. 39, p.1161-1171, 2015.

MAGGI, C. F.; DE FREITAS, P. S.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011.

MAILLARD, É.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M.; BITTMAN, S.; ROCHETTE, P.; LÉVESQUE, G.; HUNT, D.; PARENT, L. É. Carbon accumulates in organo-mineral

complexes after long-term liquid dairy manure application. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 202, 108-119, 2015.

MARTINES, A.M.; NOGUEIRA, M.A.; SANTOS, C.A.; NAKATANI, A.S.; ANDRADE, C.A.; COSCIONE, A.R.; CANTARELLA, H.; SOUSA, J.P.; CARDOSO, E.J.B.N. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. *Bioresour Technol* 101:4690–4696, 2010.

MARTINS, E.L.; CORINGA, J. D. E.S.; WEBER, O.L.S. Carbono orgânico nas frações granulométricas e substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico–LVAd sob diferentes agrossistemas. *Acta amazônica*, 39(3), 655-60, 2009.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea. Tradução de Cláudia F. Falluh Balduino Ferreira. São Paulo: Editora UNESP; Brasília, DF: NEAD, p. 409 – 412, 2010.

MEADE, G.; PIERCE, K.; O'DOHERTY, J. V.; MUELLER, C.; LANIGAN, G.; MCCABE, T. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.140, n.1-2, p.208-217, 2011.

MEDEIROS, L.T.; REZENDE, A.V.; VIEIRA, P.F.; NETO, C. F. R. D.; VALERIANO, A. R.; CASALI, A. O.; JÚNIOR, G. A. L. Produção e qualidade da forragem de capim-marandu fertiirrigada com dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 36, n. 2, p. 309-318, 2007.

MEDINA, C. C.; BRINHOLI, O. Uso de resíduos agroindustriais nas produções de cana-de-açúcar, açúcar e álcool. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 33, n. 11, p. 1821-1825, 1998.

MIRANDA, A. P.; DE LUCAS JUNIOR, J.; THOMAZ, M. C.; PEREIRA, G. T.; FUKAYAMA, E. H. Biodigestão anaeróbia de fezes de suínos nas diferentes fases alimentados com dietas formuladas com milho ou sorgo. *Engenharia Agrícola*, 32(1), 2016.

Mkhabela, M. S.; Gordon, R.; Burton, D.; Smith, E.; Madani, A. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.130, n.1-2, p.41-49, 2009.

MORALES, D.; VARGAS, M. M.; OLIVEIRA, M. P. D.; TAFTE, B. L.; COMIN, J.; SOARES, C. R.; LOVATO, P. Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. *Ciência Rural*, 46(2), 260-266, 2016.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2.ed. Lavras, UFLA, 729p. 2006.

MÜLLER, C.; LAUGHLIN, R.J.; CHRISTIE, P.; WATSON, C.J. Effects of repeated fertilizer and slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*. v. 43, p. 1362-1371, 2011.

NEFF, J.C.; ASNER, G.P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. *Ecosystems* 4, 29–48, 2001.

NOGUEIRA, S. F.; PAULA, A. M. D.; PEREIRA, B. F. F.; SALEMI, L. F.; FONSECA, A. F. D.; MONTES, C. R.; VICTORIA, R. L. Water type and irrigation time effects on microbial metabolism of a soil cultivated with Bermuda-grass Tifton 85. *Brazilian archives of biology and technology*, 54(3), 477-786, 2011.

NÖMMIK, H. Assessment of volatilization loss of ammonia from surface-applied urea on forest soil by recovery. *Plant Soil*, 38, 589-603, 1973.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Documentos 114. Concórdia. Embrapa Suínos e Aves, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M.; MATEI, R. M.; MENDES, G. L. Uso dos resíduos de sistema de crescimento e terminação de suínos para a produção de biogás. In: Congresso Brasileiro De Veterinários Especialistas em Suínos, 12. Fortaleza, CE. Anais... Fortaleza: Associação Brasileira dos Veterinários Especialistas em Suínos, Fortaleza, 2005.

OLIVEIRA, P. D. de et al. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo para reduzir a volatilização de amônia no milho. Anais, FERTBIO 2012, 17 a 21 de setembro, Maceió, AL, 2012.

PANZENHAGEN, N. V.; KOLLER, O. C.; DABDAB VAQUIL, P.; DUTRA DE SOUZA, P. V.; KESSLER DAL SOGLIO, F. Aspectos técnico-ambientais da produção orgânica na região citrícola do Vale do Rio Caí, RS. *Ciência Rural*, v. 38, n. 1, 2008.

PEREIRA, L.E.T.; NISHIDA, N.T.; CARVALHO, L.R.; HERLING, V.R. Recomendações para correção e adubação de pastagens tropicais. Pirassununga : Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da USP, 2018. 56 p. Disponível em:

<http://www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/download/251/223/1003-1?inline=1>. Acesso em 16/01/2019

PINTO, L. P.; CABRAL, A. C.; SCHNEIDER, L. T.; DE AZEVEDO, K. D.; FRIGO, J. P.; FRIGO, E. P. Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v. 3, p. 179 – 187, 2014.

PRADO, R. D. M.; CAIONE, G.; CAMPOS, C. N. S. Filter cake and vinasse as fertilizers contributing to conservation agriculture. *Applied and Environmental Soil Science*, 2013

PUGLIESE, L.; LOURENCETTI, C.; RIBEIRO, M. L. Impactos ambientais na produção do etanol brasileiro: uma breve discussão do campo à indústria. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, v. 20, n. 1, p. 142-165, 2017.

QIAN, Y.L.; MECHAM, B. Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways. *Agron. J.* 97:717–721, 2005. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2004.0140>.

QUARTUCCI, J. P.; TEIXEIRA, F. Análise da Competitividade do Cluster da Indústria de Fertilizantes da Região Metropolitana de Salvador. Salvador, 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/8048/2/Textual%20-%20Ufba.pdf>. Acesso em: 17/11/17

READ, J. J.; BRINK; G. E.; ADELI; A.; MCGOWEN, S. L. Swine effluent application timing and rate affect nitrogen use efficiency in common bermudagrass. *Journal of Environmental Quality*, v. 37, n. 5, p. 180-189, 2008.

RISBERG, K.; CEDERLUND, H.; PELL, M.; ARTHURSON, V.; SCHNÜRER, A. Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure—Chemical composition and effects on soil microbial activity. *Waste Management*, v. 61, p. 529-538, 2017.

RIVA, C.; ORZI, V.; CAROZZI, M.; ACUITIS, M.; BOCCASILE, G.; LONATI, S.; TAMBONE, F.; D'IMPORZANO, G.; ADANI, F. Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of the Total Environment*; v. 547, p. 206-214, 2016.

RIZZONI, L.B.; TOBIAS, A.C.T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. *Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária*, v. 9, n. 18, p. 1-20, 2012.

ROSA, R.; SANO, E. E.; DOS SANTOS ROSENDO, J. Estoque de carbono em solos sob pastagens cultivadas na bacia hidrográfica do rio Paranaíba. *Sociedade Natureza*, 26(2), 2014.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. *Revista Ciência Agronômica*, 43(1), 38-46, 2012.

RUSAN, M.J.M.; HINNAWI, S.; ROUSAN, L. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination* 215, 143e152, 2007.

RUSSEL, D.; WILLIAMS, G. History of chemical fertilizers development. *Soil Science Society of America Journal*, v. 41, p. 260-265, 1977.

SACOMORI, W.; CASSOL, P. C.; ERNANI, P. R.; MIQUELUTTI, D. J.; COMIN, J. J.; GATIBONI, L. C. Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos suíno. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, v. 15, n. 3, p. 245-258, 2016.

SANGOI, L.; ERNANI, P.R.; LECH, V.A.; RAMPAZZO, C. Volatilização de N-NH₃ em decorrência da forma de aplicação de ureia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. *Ciência Rural*, v.33, n.4, p.687-692, 2003.

SAPP, M.; HARRISON, M.; HANY, U.; CHARLTON, A.; THWAITES, R. Comparing the effect of digestate and chemical fertiliser on soil bacteria. *Applied Soil Ecology*, v. 86, p. 1–9, 2015.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; SCHERER, C. V.; ELLWANGER, M. D. F. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: pastagem natural. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n. 2, p. 221-227, 2008.

SCHERER, E. E.; CRISTIANO, N.N.; ZEMIRO, M. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 4, p. 1375-1384, 2010.

SEDIYAMA, M. A. M.; SANTOS, M. R.; VIDIGAL, S. M.; PINTO, C. L. O.; JACOB, L. L. Nutrição e produtividade de plantas de pimentão colorido, adubados com biofertilizante de suíno. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, v. 18, n. 6, p. 588-594, 2014.

SEIDEL, E. P.; JUNIOR, A. C. G.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. *Acta Scientiarum Technology*, v. 32, n. 2, p. 113-117, 2010.

SENGIK, E.; KIEHL, J.C.; SILVA, M. A. G.; PALANGANA, D. C.; LAWDER, M. R. Perdas de amônia em solo e de resíduos orgânicos autoclavados e tratados com uréia. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 23, n. 5, p. 1099-1105, 2001.

SMANHOTTO, A. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. Botucatu: UNESP, Tese Doutorado, 120p. 2008.

SOBRAL, M. F.; NASCIMENTO, C. W. A. D.; CUNHA, K. P. V. D.; FERREIRA, H. A.; SILVA, A. J.; SILVA, F. B. V. Escória de siderurgia e seus efeitos nos teores de nutrientes e metais pesados em cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 8, p. 867-872, 2011.

SOMMER, S.G.; GÉNERMONT, S.; CELLIER, P.; HUTCHINGS, N.J.; OLESEN, J.E.; MORVAN, T. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *Eur. J. Agron.* 19, 465–486, 2003.

SOMMER, S.G.; HUTCHINGS, N.J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: invited paper. *European Journal of Agronomy*, v.15, n.1, p.1-15, 2001.

SOUSA, R. F. D.; BRASIL, E. P. F.; FIGUEIREDO, C. C. D.; LEANDRO, W. M. Soil organic matter fractions in preserved and disturbed wetlands of the cerrado biome. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(1), 222-231, 2015.

SOUZA, C. F.; LUCAS JÚNIOR, J. D.; FERREIRA, W. P. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato: considerações sobre a partida. *Engenharia Agrícola*, 530-539, 2005.

SOUZA, J.A.R.; MOREIRA, D.A.; MARTINS, I.P.; CARVALHO, C.V.M.; CARVALHO, W.B. Sanidade de frutos de pimentão fertirrigados com água residuária da suinocultura. *Revista Ambiente Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*: v. 8, n. 2, p. 124-134, 2013.

STEVENSON, F.J. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*. 2.ed. New York, John Wiley Sons, 1994. 496p.

TARAFDAR, J. C.; S. C. MEENA, S. KTHJU. Influence of straw size on activity and biomass of soil microorganisms during decomposition. *Eur. J. Soil Biol.*; 37 (1): 157-160, 2001.

TASCA, F. A.; ERNANI, P. R.; ROGERI, D. A.; GATIBONI, L. C.; CASSOL, P. C. Volatilização de amônia do solo após a aplicação de ureia convencional ou com inibidor de urease. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 2, 2011.

- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C. JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*; 19:703-707, 1987.
- VENTURA, B. S.; JÚNIOR, C.A.M.; SANTOS, E.J.; GIUMBELLI, L. D.; LOSS, A.; COMIN, J. J. Carbono e nitrogênio das frações granulométricas em agregados de Argissolo com 10 anos de aplicação de dejetos suínos. *Cadernos de Agroecologia*, 13(1), 2018.
- VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. *Microbiologia do solo*. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p.105-120.
- VIELMO, H. Dejeito líquido de suínos na adubação de pastagem de tifton 85. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, 2008. 125p.
- WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38, 1934.
- WILLIAMS, C. M. M. Technologies to mitigate environmental impact of swine production. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, p. 253-259, 2008.
- ZAHN, J. A.; HATTFIELD, J. L.; LAIRD, D. A.; HART, T. T.; DO, Y. S.; DISPIRITO, A. A. Functional classification of swine manure management systems based on effluent and gas emission characteristics. *Journal Environment Quality*, v. 30, n. 2, p. 635-647, 2001.
- ZHANG, J.; VARCO, J. J.; ADELI, A. Short-term and seasonal soil nitrogen dynamics and recovery by bermudagrass irrigated with ¹⁵N labeled swine lagoon effluent. *Plant Soil*, v. 410, n. 1-2, p. 437–451, 2017.
- ZHANG, X.; WANG, Q.; XU, J.; GILLIAM, F. S.; TREMBLAY, N.; LI, C. In situ nitrogen mineralization, nitrification, and ammonia volatilization in maize field fertilized with urea in Huanghuaihai Region of Northern China. *PloS one*, 10(1), e0115649, 2015.